LIBRARY

ISSN 0582—415X

西水研研報
Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst.
(72), 1994

JUL 11 1995
National Marine Fisheries Service
2570 Dole Street
Honolulu, Hawaii

BULLETIN

OF

SEIKAI NATIONAL FISHERIES RESEARCH INSTITUTE

No. 72
December 1994

西海区水産研究所研究報告

第 72 号

魚類の薬物誘導型チトクロムP450：蛋白質，cDNA 及び遺伝子発現……水上　譲　1

黄海産カナガシラ資源の漁獲統計による解析……真子　渺　17

春季の東シナ海北緯31°30′線におけるカタクチイワシ卵・仔魚の分布と水系区分……楢谷容子・井関和夫・小笹悦二　25

超音波発信器によるクロアワビの追跡……清本節夫・山崎　誠・梅沢　敏　37

係留期間中におけるセディメントラップ係留システムの挙動について……岡村和麿・井関和夫　47

西海区水産研究所
長崎市国分町 49

平成 6 年 12 月

Drug-inducible cytochrome P450 in fish: protein, cDNA and gene expression

Yuzuru MIZUKAMI

Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., (72) 1-16, (1994)

A Cytochrome P450 was purified from livers of 3-methylcholanthren (3-MC) treated red sea bream *Pagrus major* by successive column chromatographies. The purified P450 protein showed a molecular weight of ca. 50,000 daltons on SDS-polyacrylamide gel electrophoresis.

A cDNA clone of mRNA for cytochrome P450 was isolated from the 3-MC treated fish. The cloned cDNA contained an open reading frame of 1545 nucleotides for polypeptides of 515 amino acids. The deduced amino acid sequence showed more than 50% positional identity with known members of the mammalian aromatic hydrocarbon-inducible P450 family. RNA blot analyses indicated that P450 mRNA(s) (CYP1A mRNA) was expressed in the liver, kidney, gill and gut of the 3-MC treated *P. major*, and that the CYP1A mRNA content rapidly increased immediately after the 3-MC injection, then slightly decreased prior to a further increase. The CYP1A mRNA content increased in a concentration-dependent manner when fish were treated with various concentrations of 3-MC. CYP1A mRNA was also induced by polychlorinated biphenyl, imidazole, isosafrole, and ethanol.

Key words: red sea bream, cytochrome P450, nucleotide sequence, amino acid sequence, induction of mRNA

Stock Size Analysis of Sea Robin (*Lepidotrigla microptera* GÜNTHER) in the Yellow Sea

Hiroshi MAKO

Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., (72), 17-24 (1994)

Variations in the stock size of the sea robin, *Lepidotrigla microptera*, in the Yellow Sea were analyzed for the period 1952 to 1963, using Japanese fisheries statistical data. The sea robin reproduces in the Bohai Sea, Haizhou Bay and west coast of Korea and migrates into the Yellow Sea around October, returning to the reproduction areas in April/May of the following year. The major fishing ground for this species is limited to the Yellow Sea. Analyses indicated that the initial stock in 1952 declined progressively over the 10-year period, 1/3 in terms of catch, and 1/8 in terms of the density index. Changes in the frequency curve of the mean catch per haul in the meshed fishing areas (30′ lat. ×30′ long.) suggest that the decrease in stock was probably due to excessive fishing pressure. For the protection and conservation of the stock of the sea robin, reduced fishing pressure coupled with mesh size regulation of trawl nets is required.

Key words: stock assesment, fishery statistics analysis, sea robin, *Lepidotrigla microptera*, Triglidae, Yellow Sea

Springtime Distribution and Abundance of Anchovy Eggs and Larvae Related to the Water Type Along the 31.5°N Line in the East China Sea

Yoko TSUCHIYA, Kazuo ISEKI and Etsuji KOZASA

Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., (72), 25-35 (1994)

Distribution and abundance of eggs and larvae of the Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) were investigated in connection with environmental conditions in the East China Sea. Samples were collected in May, 1983 to 1990 (no data collected in 1984, 1987) during the R/V Yoko-maru cruise at 15 stations along the 31.5°N transect.

Throughout the 6-years of observations in May, Japanese anchovy eggs and larvae were the most abundant species sampled, comprising of 99 and 94% of the total fish eggs and larvae caught, respectively. They were classified into two groups according to the relationship between the high abundance and the T-S data. One group, which was characterized by a high concentration of anchovy eggs and larvae, and low salinity and high turbidity was found at the frontal zone of the Changjiang plume. The other group was characterized by higher salinity and temperature was observed in the offshore areas of Kyushyu.

Key words: eggs and larvae, Japanese anchovy, *Engraulis japonicus*, distribution, environmental condition, spring, East China Sea

Tracking the Disc Abalone, *Haliotis discus discus*, by Using an Ultrasonic Transmitter

Setuo KIYOMOTO, Makoto YAMASAKI and Satoshi UMEZAWA

Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., (72), 37-45 (1994)

Because of cryptic habitats of the disc abalone, *Haliotis discus discus*, it is difficult to trace individual abalone in the field. So we attempted to attach an ultrasonic transmitter to the abalone and tracking them in the field. Their experiments were made in November or December of each 1990, 1991 and 1992 for one week in 1990 and for about two weeks in 1991 and 1992. The tracking success after one week from release was 40 to 80%. Most of the abalone had moved in an offshore direction, which was probably to be related to the direction of waves, or the migration pattern after spawning.

The range of distances they moved from the releasing points was varied considerably, i.e., 0 meters for 15 days to 20 meters for only one night. As a general trend, abalones tended to hide in dark places, then emerged in lighter places in the course of tracking. Possible effect of handling to attach ultrasonic transmitter to subsequent behavior of abalones is discussed.

Key words: abalone, ultrasonic transmitter, movement, habitat

Behaviour of a Sediment Trap Mooring Array

Kazumaro OKAMURA and Kazuo ISEKI

Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., (72), 47-56 (1994)

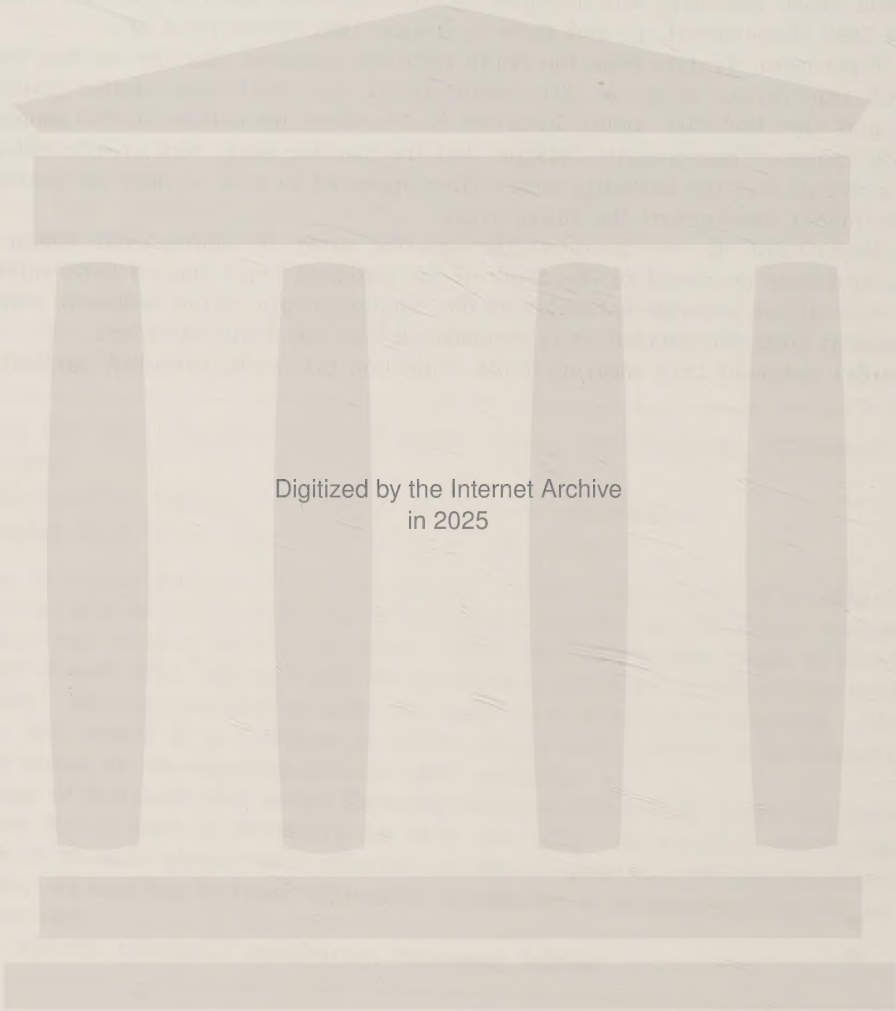
A sediment trap array, equipped with sediment traps, a current meter, a turbidity meter and depth recorders was deployed on the continental shelf in the East China Sea in October 1993 (Experiment Ⅰ) and again in August 1994 (Experiment Ⅱ).

In Experiment Ⅰ, data from the depth recorder indicated that the mooring depth of a sediment trap varied by up to 30 m amplitude at the shelf edge station (bottom depth: 127 m) and the turbidity meter installed at 7 m above the bottom showed anomalous high turbidity values. These results indicate that the mooring array was greatly tilted due to strong currents and the turbidity meter often appeared to sink to near the bottom due to the insufficient buoyancy of the entire array.

In Experiment Ⅱ, we improved the mooring array by adding extra buoyancy. As a result, the variations found in the depth of the sediment traps showed little variation.

In view of the accurate estimates of the sampling depth of the sediment trap and its displacement from the vertical, it is recommended to use depth recorders.

Key words: sediment trap, mooring depth, collection efficiency, turbidity, particulate flux



Digitized by the Internet Archive
in 2025

https://archive.org/details/bulletin-seikai-national-fisheries-research-institute_1994-12_72

西水研研報　第72号　平成6年12月
Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., No. 72, December 1994

魚類の薬物誘導型チトクロムP450:蛋白質, cDNA及び遺伝子発現

水　上　　譲

Drug-inducible cytochrome P450 in fish: protein, cDNA and gene expression

Yuzuru MIZUKAMI

ABSTRACT

A cytochrome P450 was purified from livers of 3-methylcholanthren (3-MC) treated red sea bream *Pagrus major* by successive column chromatographies. The purified P450 protein had a molecular weight of ca. 50,000 daltons on SDS-polyacrylamide gel electrophoresis and showed a purification efficiency of 11.8 nmol/mg protein.

A cDNA clone of mRNA for cytochrome P450 was isolated from 3-MC treated fish. The cloned cDNA was ca. 1.8 kb long and contained an open reading frame of 1545 nucleotides for polypeptides of 515 amino acids. The deduced N-terminal amino acid sequence of the cDNA was close to that for purified cytochrome P450 protein isolated from the marine fish scup (*Stenotomus chrysops*) reported previously (Klotz et al. 1983). The deduced amino acid sequence showed more than 50% positional identity with known members of the mammalian aromatic hydrocarbon-inducible P450 family. RNA blot analysis indicated that P450 mRNA(s) (CYP1A mRNA) was expressed in the liver, kidney, gill and gut of the 3-MC treated *P. major*.

The time course experiment showed that the CYP1A mRNA content rapidly increased immediately after the 3-MC injection, then showed a slight decrease prior to a further increase. CYP1A mRNA content increased in a concentration-dependent manner when fish were treated with various concentrations of 3-MC. The CYP1A mRNA was also induced by 3-MC when fish were maintained at 11 or 19℃,

平成6年12月21日　受理 (Received December 21, 1994)
西海区水産研究所業績第498号 (Contribution from Seikai National Fisheries Research Institute, No. 498)
西海区水産研究所　〒850 長崎市国分町49 (Seikai National Fisheries Research Institute, Kokubu-machi, Nagasaki 850, Japan)

although mRNA contents decreased at these temperatures of sea water, compared with that of fish held at 15℃. Similar to 3-MC, injections of polychlorinated biphenyl (PCB), imidazole, isosafrole and ethanol also induced CYP1A mRNA. These results suggested that CYP1A mRNA may be useful as a biological indicator of the presence of chemical pollutants.

はじめに

近年，大気汚染，地球温暖化，砂漠化，あるいは酸性雨など地球をとりまく環境破壊や汚染に関する関心が世界的規模で高まりつつある．海洋汚染に関しても，工場・生活排水をはじめとして農水医薬，漁具・船舶塗料など有害な種々の化合物による汚染が地球規模で広がりつつあり，世界的な社会問題になっている．

我が国は四面を海に囲まれ，日常生活上あるいは産業上「海」に依存することが多いため，海洋汚染や魚介類の食品としての安全性は看過出来ない重要な問題である．特に最近のように，沖合漁業にくらべ沿岸養殖業への比重が高まり，また，海外からの輸入魚介類が著しく増加している状況では，沿岸漁場の環境保全対策や，輸入魚介類の食品としての安全性確保には大きな注意を払わねばならない．

チトクロム P450 (P450, CYP) は細菌から哺乳動物に至る広範な生物の種々な水酸化反応に関する酵素蛋白質の一群である．P450 は，その機能等によって，いくつかのファミリーやサブファミリーに分類されているが (Nebert et al., 1989)，これらのうち，サブファミリー CYP1A は薬物，とくに芳香族化合物によって誘導発現され，それらの生体内代謝をはじめ，PCB やベツツピレン等発癌物質の活性化に大きく関与している (Smolarek et al., 1987)．また，P450 については，約10年前に cDNA (Fujii-Kuriyama et al., 1982) 及び染色体遺伝子 (Mizukami et al., 1983) の構造が明らかにされて以来，哺乳動物を中心に関連遺伝子の構造，機能，分子多様性等について多く解析されてきた．

1980年代初期に魚類 CYP1A の薬物による誘導性が見い出されて以来，魚類 P450 の化学的同定と棲息水中の薬物による誘導発現に関する研究が，北米を中心に積極的に展開されてきた．今日では，魚類 P450 の酵素活性や酵素蛋白質量は棲息環境水や堆積物中の薬物汚染量によって大きく影響されることが明らかにされ，またごく最近では，魚類 CYPmRNA が棲息環境水薬物汚染の高感度なバイオインデケーターになりうることも示唆されつつある (Kreamer et al., 1991; Haasch et al., 1992)．

魚類 P450 遺伝子については，サケ cDNA がクローン化 (Heilman et al., 1988) されているが，構造と機能に関する知見は多くない．著者は魚類 CYP mRNA の薬物汚染モニタリング，特に沿岸養殖漁場でのモニタリングへの応用に興味をもち，マダイ P450 蛋白質の精製，CYP1A cDNA の単離，構造及び mRNA の誘導発現について研究を行った (Mizukami et al., 1994a; Mizukami et al., 1994b; Mizukami et al., 1994c)．本報告では，これまでに得られた成果の概略について記述する．これらの知見が今後の魚類 CYP1A cDNA を利用した海洋の薬物汚染評価のための技術に役立てられるものと期待される．

方 法

(1) 材料とチトクロム P450 の誘導

長崎近海産天然マダイ (600～800 g，雌雄混合) を魚市場から入手した．2 日間水槽で飼育後，コーンオイルで可溶化したメチルコラントレン (MC) を 1～25mg/kg体重になるように腹腔投与し，さらに，任意の時間水槽で飼育した．また，フェノバルビタール及びその他の薬剤の効果を調べるため，フェノバルビタール (100mg/kg，生理食塩水)，ポリ塩化ビフェニ

ール（15mg/kg，コーンオイル），イミダゾール（35 mg/kg，生理食塩水），イソサフロール（1 ml/kg），エタノール（1ml/kg）をそれぞれ腹腔投与し，同様に飼育した．対照（コントロール）魚にはコーンオイル 1.2mlのみを腹腔投与した．

(2) チトクロム P450 の活性測定

チトクロム P450 の活性測定には Omura and Sato の方法（Omura and Sato, 1964a）を用いた．即ち，肝ミクロソームや部分精製したサンプル液をダブルビーム分光光度計にかけ，400〜500nm の間のスペクトルをとって450nm〜490nmの差スペクトルを求め，この値から公式に従って P450 含量を算出した．またカラムクロマトグラフィーにおける P450 蛋白質の判別は，簡便的に，P450 に由来する赤褐色あるいは黒赤色の蛋白質バンドの目視，または OD. 394nm の吸光度で行った．

(3) チトクロム P450 の精製

25mg/kgの MC を48〜72時間投与したマダイ肝を用いた．約20匹の MC 処理したマダイから，Omura らの方法（Omura and Sato, 1964b）に従い，肝ミクロソームを調製した．ミクロソーム懸濁液を DOC で可溶化後，〈1〉アミノ-オクチル-セファロース 4B カウムに吸着させ，0.1M リン酸バッファー1 mMエマルゲン913で赤褐色のバンドを溶出した．得られた溶出液をさらに，〈2〉CM-セファデックス C-50 に吸着させ，黒赤色のバンドを0.1M リン酸バッファーで溶出した．〈2〉で得られたバンドを次に，〈3〉ハイドロキシアパタイトカウムに吸着し，0.2% エマルゲンを含む0.01〜0.2M のリン酸濃度勾配で溶出し，得られた活性画分を硫安濃縮後，〈4〉セファクリル S-100 でゲル濾過した．

部分精製で得た標品を，Laemmli の方法（Laemmli, 1970）に従い，10% SDS-ポリアクリルアミドゲル電気泳動で解析した．蛋白質の定量はバイオラッドの蛋白質アッセイキットを用いた．

(4) RNA の抽出と cDNA の合成

肝，鰓，腸及び腎を生理食塩水で洗浄後，液体窒素中で保存した．これらの器官から，6 M グアニジン-5.7MCsCl 法（Maniatis et al., 1982）で全 RNA を調製した．オリゴ（dT）セルローズカラムクロマト法及びショ糖密度勾配遠心法を用いてポリ（A）RNA を精製した．18S より大きな RNA 画分を用いて，Gubler 等の方法（Gubler and Hoffman, 1983）によって cDNA を合成し，C-テーリングした後，この cDNA を G-テーリングした PUC19 の Pst I 部位に連結した（Maniatis et al., 1982）．得られた組換えプラスミドを用いて大腸菌 RRI を形質転換し，cDNA クローンの選択を行った．P450 cDNA クローンの選択は，^{32}P で標識されたラット CYP1A2 cDNA の 1.0kb Pst I 断片（Kawajiri et al., 1984）をプローブとして，通常のコロニーハイブリ法によって行なわれた．この Pst I 断片には P450 蛋白質のヘム結合部位に対応する塩基配列が含まれている．ハイブリダイゼーション後，コロニーフィルターを0.5×SSC-0.1%SDS中65℃で20分間 2 回洗浄後オートラジオグラフィを行った．上記に記述した方法と同じようにして，第二次，三次のコロニー選択実験を繰り返した．最終的に得た cDNA クローンを培養によって増幅し，通常の SDS-フェノール法を用いて DNA を抽出し，解析した．

(5) RNA ブロッテングと解析

10μg/lane の RNA をホルムアミド／ホルムアルデヒド中で95℃，5分間熱処理した後，同じホルムアミド／ホルムアルデヒドを含むアガロースゲルで電気泳動し，泳動後，ナイロンフィルターにブロッテングした（Maniatis et al., 1982）．RNA のサイズマーカーとして rRNA を同一ゲル上で同時に電気泳動した．RNA のドット分析では，1〜10μg/ドットの RNA を，上記と同様の方法で熱処理後，10×SSC 下濾過器を用いてナイロンフィルター上にドットした．これらのフィルターを用いて，マダイ P450 cDNA をプローブとして，既存の方法でハイブリダイゼーションを行い，その後，オートラジオグラフィーを行った．CYP1A mRNA の相対量は，スポットスキャナー（島津 CS-9000 型）を用いてオートラジオグラフィーフィルムのスポット濃度を計測することによって求められた．

(6) DNA 塩基配列の解析

DNA 塩基配列はダイデオキシ法及び MG 法によ

って，cDNA の大部分の領域で 5′ と 3′ の両方向から解析された．

結 果 と 考 察

(1) カラムクロマトグラフィーによるチトクロム P450 蛋白の精製と電気泳動による解析

アミノ-オクチル-セファロース 4B，CM-セファデックス，ハイドロキシアパタイト及びセファクリル S-100 の各々のカラムクロマトグラフィーにおけるチトクロム P450 の溶出パターンは，ラットやうさぎ等の哺乳動物に於て報告されているそれらと極めて類似した．1例として，Fig. 1 にハイドロキシアパタイトと，セファクリル S-100 の溶出パターンを示した．ハイドロキシアパタイトカウムでは 70～100mM リン酸バッファーで赤褐色のバンドが溶出され，また，セファクリル S-100 カラムでは分子量5万前後にこのバンドが溶出された．これらの結果からMCで誘導されるマダイ P450 は，哺乳動物におけるそれらと，分類学的に種が離れているものの，物理化学的な基本的性質は極めて類似しているものと推測された．

セファクリル S-100 で得られた標品を SDS-ポリアクリルアミドゲルで解析したところ，Fig. 2 に示してあるように，多くの薄いバンドとともに，分子量 4.8～5.0万部分に明確なバンドがみられた．このことからマダイ MC 誘導型チトクロム P450 (CYP1A) の分子量は，5.0万近傍であることが示唆された．

Table 1 に，精製の各過程における全蛋白質と P450 の収量及び回収率がまとめてある．マダイ肝約110 g から，最終的に 47nMのチトクロム P450 が得られ，その純度は11.8 nモル/mg 蛋白であった．純度及び回収率は，いずれも哺乳動物で報告されているものに比べ幾分低かったが（今井ら，1974），おそらく，精製に用いたマダイ肝が量的に少なかったことに影響された結果と思われる．また，ミクロソーム中の全蛋白質に対する P450 の含量も，哺乳動物のそれらに比べかなり少ない．その原因として，マダイ肝は本来的に MC による P450 の誘導能が低いか，あるいは，本実験における MC の誘導操作が極めて不完全だったこと，などが考えられる．正確な原因は今のところ明確ではないが，海産魚は一般にストレスに弱いため，MC の投与回数や投与後の飼育時間の増加などによる P450 の著しい増加はあまり望めないように思われる．

(2) cDNA クローンの同定と cDNA の構造

MC を腹腔投与したマダイ肝から mRNA を抽出，精製し，cDNA を合成した後，cDNA バンクを得た．プローブとしてラット CYP1A2 cDNA の1.0kb DNA 断片 (Kawajiri et al., 1984) を用いた．このラット cDNA には，多くの生物種の P450 に共通して保持されているヘム鉄結合部位のアミノ酸をコードする塩

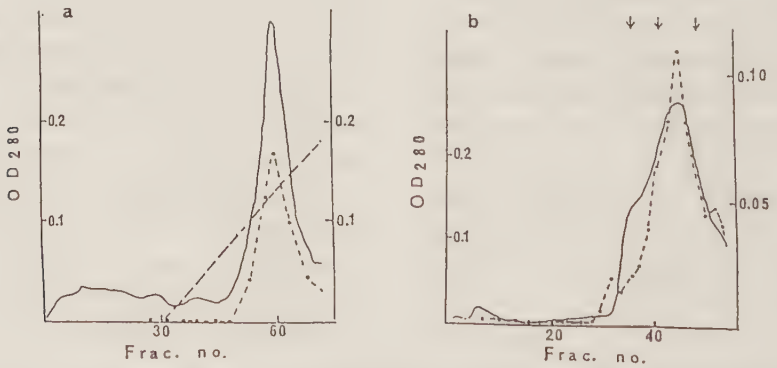


Fig. 1 Column chromatographies of the 3-MC inducible cytochrome P450 from fish
a: hydroxylapatite column, b: sephacryl S-100 column, ——: OD. 280nm, – – –: OD. 394nm, – · –: 0.01-0.2M linear gradient of phosphate buffer. Arrows in b indicate the elution positions of the marker proteins of molecular weights of, from the left to the right, more than 600,000, 150,000 and 44,000 daltons, respectively.

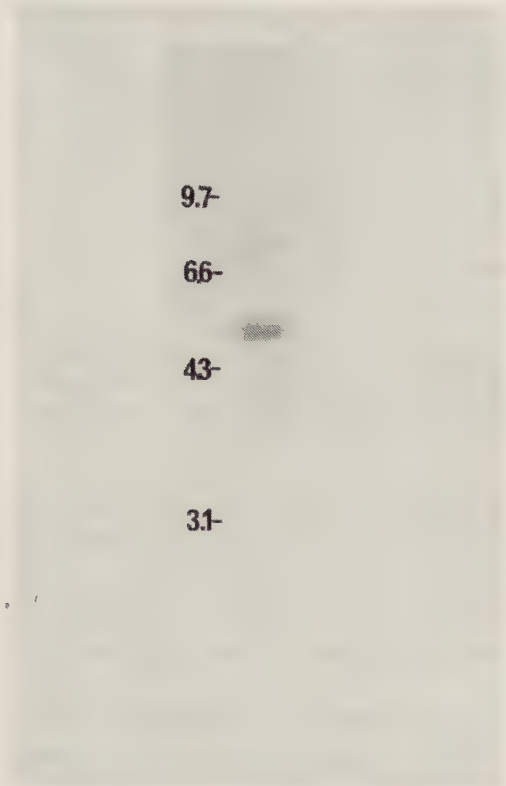


Fig. 2 SDS-polyacrylamide gel electrophoresis of the 3-MC inducible cytochrome P450
Figures on the left side indicate the molecular size markers of the protein.

基配列が含まれている．約1.2×10^{5}個のクローンの中から，プローブと強くハイブリする9クローンを得，さらに，この9クローンの中からお互いに交差ハイブリした4クローンを選択した．4クローンの中で最も長い cDNA をもつクローン，RSB-154 と命名されたクローンを選び，今後の解析に用いた．RSB-154 cDNA の制限酵素地図は Fig. 3 に示されている．この cDNA の全長は約1.8kbで，完全鎖長のラット CYP1A2 cDNA とほぼ同じ長さであり，先に精製したマダイ P450 蛋白の推定分子量4.8～5.0万をカバーするには充分な長さであった．Fig. 4 には RSB-154 の塩基配列とそれらから推定されるアミノ酸配列が示されている．Klotz らは海産魚（scup）のチトクロム P450E（後に，P4501A1 と改名）の N-末端アミノ酸配列をエドマン分解で解析し，Val-Leu-Met-Ile-Leu-Pro-Val-Ile-Gly であると報告している（Klotz et al., 1983）．マダイ cDNA から推定される N 末端のアミノ酸配列は，上記の7番目の Val が Phe に代っているのみで，他の8個は klotz 等と全く同じであった．また，RSB-154 とラット CYP1A2 の塩基配列を，ホモロジーの割合が最大になるように並べて比較すると，両者間に60.2%のホモロジーが見られ，推定される N末端からC末端までのアミノ酸残基数は両者間でほぼ同じであった．さらに，後でもふれるが，ヘム鉄結合アミノ酸と推定されるシステインがC末端近くに見られる．これらの事柄は，RSB-154 はマダイ P450 mRNA をコードし，蛋白質コード部分は開始コドン ATG から終止コドン TAG まで全1545ヌクレオチドから成っていることを示している．アミノ酸は全体で515個，また，これらのアミノ酸構成から推定される蛋白質分子量は約6.7KD であった．cDNA の 3′ 非翻訳部位は約300個の塩基から成っていたが，ポリ(A) やポリ(A) 付加配列が見られなかったことから，この cDNA に呼応する P450 mRNA の 3′ 非翻訳部位は300塩基以上から成っていることが推察された．

Table 1 Purification of cytochrome P450 from the 3 MC treated red sea bream

精製過程	蛋白質 (mg)	チトクロム P450 含量 (nモル)	チトクロム P450 比含量 (nモル/mg蛋白)	チトクロム P450 回収率 (%)
1. ミクロソーム	896	1075	1.2	100
2. 可溶化上清	618	803	1.3	75
3. アミノオクチルセファロース	203	507	2.5	47
4. CM-セファデックス	71	376	6.3	35
5. ハイドロキシアパタイト	10	111	11.1	10
6. セファクリル S-100	4	47	11.8	4

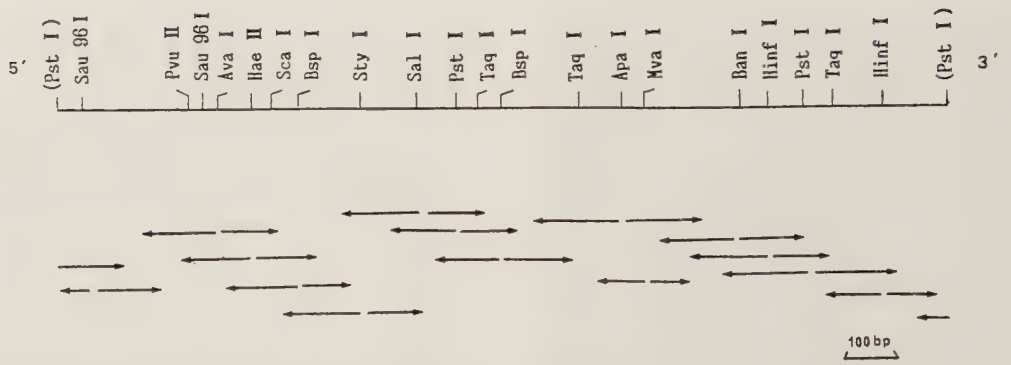


Fig. 3 Restriction map of cytochrome P450 cDNA and sequencing strategy. Cleavage sites for restriction enzymes determined experimentally. Arrows indicate the direction and extent of sequencing. Almost all of the sequences were determined in both directions. (bp; base pairs)

N末端近傍のアミノ酸配列はマダイとラット間で著しく異なっている．(図は省略)．Kloepper-Sams らは，海産魚 scup の P450 モノクローナル抗体はラット P450 と反応するにもかかわらず，scup P450 の N末端近傍のモノクローナル抗体はラット P450 と全く反応しないことを報告している (Kloepper-Sams et al., 1992)．著者らが得た実験結果は Kloepper-Sams らの結果をよく説明し得るものであった．

RSB-154 cDNA に相補的な mRNA が芳香族化合物によって発現誘導されるかどうかをノーザンブロッテングによって調べた．Fig. 5 は薬物投与又は無投与(正常)したマダイ肝全 RNA を電気泳動し，RSB-154 cDNA をプローブにしてハイブリダイゼーションを行ったものである．正常(無投与)及び MC 7 時間処理魚からの RNA には cDNA とのハイブリダイゼーションは観察されなかったが，MC 処理22及び48時間の肝 RNA では cDNA とのハイブリダイズがみられ，それらは 18S よりやや大きな RNA 分子であった．一方，フェノバルビタール処理した魚の肝 RNA では cDNA とのハイブリダイゼーショシは全く観察されなかった．これらの結果から，RSB-154 cDNA は MC によって誘導される mRNA の塩基配列を持っていることが確認された．哺乳動物においては，互いに極めてよく類似しているが，異なった 2 種類の MC 誘導型 P450 分子が報告されている．ラットの CYP1A1 と 1A2 (旧名：P450c と d)，マウスの CYP1A1 と 1A2 ($P450P_1$ と P_3)，あるいはウサギの CYP1A1 と 1A2 ($P450LM_6$ と LM_4) 等である．魚類にもこのように互いに類似な 2 種類の P450 分子が存在するか否かは不明であるが，もし 2 種類の異なった分子が発現しているならば，Fig. 5 の cDNA にハイブリダイズしている RNA は 2 種類の異なった mRNA 分子から成っているとみなすことが出来る．

(3) 他の生物種の P450 との比較

cDNA から推察されるマダイ P450 のアミノ酸配列を他の生物の薬物誘導型及びステロイド代謝型 P450 の一次構造と比較した．Table 2 に示されているように，cDNA にクローン化されたマダイ P450 のアミノ酸配列は，ラット 1A1 と54.0%，1A2 と50.4%のホモロジーなど MC 誘導型分子とのホモロジーが高く，ラット 2B1 とは27.9%，ウサギ 2B1 とは28.9%など，フェノバルビタール誘導型とはホモロジーが低かった．また，ステロイド代謝型 P450 とは26%以下のホモロジーであった．これらの結果は，クローン化された cDNA は哺乳動物の MC 誘導型 P450 と類似な分子種をコードしていることを示している．

Fig. 6 には種々 P450 のヘム結合部位のアミノ酸配列が比較してある．この部位は種々の P450 間でホモロジーが極めて高い領域 (HR2 領域) (Gotoh et al., 1983) であるが，極めて類似性の高い配列がマダイの配列，450番 phe から470番 phe の間にもみることが出来る．また，この領域では，マダイと哺乳動物 MC-誘導型 P450 の間のアミノ酸配列は72%，フェノバルビタール-誘導型の それとは 66%のホモロジーを示し，クローン化されたマダイ cDNA は MC 型 P450

```
                                        GCTTCTCTTCCACCGTTTGACTAAGTTGTGCGAGCGGAAAAAAGAAGCTGTCATC

ATG GTG CTG ATG ATA TTG CCA TTC ATT GGA TCG GTG TCG GTG TCG CAG AGT CTG GTG GCC ATG ATA ACC ATG TGT CTG GCC TAC CTG ATC   90
 M   V   L   M   I   L   P   F   I   G   S   V   S   V   S   E   S   L   V   A   M   I   T   M   C   L   A   Y   L   I    30

CTC AAG TTT TTC CGC ACT GAG ATT CCC GAG GGG CTT CGT CAG CTG CCC GGA CCA AAG CCC CTG CCC ATC ATT GGG AAT GTG CTG GAG GTG  180
 L   K   F   F   R   T   E   I   P   E   G   L   R   E   L   P   G   P   K   P   L   P   I   I   G   N   V   L   E   V    60

GGA AGA AAT CCT TAC CTG AGT CTC ACT GCC ATG ACA GCG CCG CGC ACG GAT GTC TTC CAG ATC CAG ATT GGC ATG CGT CCC GTC GTC GTG  270
 G   R   N   P   Y   L   S   L   T   A   M   T   A   P   R   T   D   V   F   Q   I   Q   I   G   M   R   P   V   V   V    90

TTG AGT GGC AAT GAA ACA GTC CGA CAG GCT CTC ATC AAG CAA GGG GAA GAG TTT GCA GGC AGG CCT GAC CTG TAC AGC TTC AAG TTT ATC  360
 L   S   G   N   E   T   V   R   Q   A   L   I   K   Q   G   Q   E   F   A   G   R   P   D   L   Y   S   F   K   F   I   120

AAC GAC GGC AAG AGT CTG GCC TTC AGT ACG GAC CAG CCG GCG GTC TGG CGT GCC CGC AGG AAG CTG GCC TAC AGT GCC CTG CGC TCC TTC  450
 N   D   G   K   S   L   A   F   S   T   D   G   P   A   V   W   R   A   R   R   K   L   A   Y   S   A   L   R   S   F   150

GCC ACC AAG GAA GGC ACA ACG CCA GAG TAC TCC GTG CGC CTG GAG GAA CAC GTC AGC AAA GAG CGG TAC GCA GCG ATC AGC ATG TTC ATG  540
 A   T   K   E   G   T   T   P   E   Y   S   V   R   L   F   E   H   V   S   K   E   R   Y   A   A   I   S   M   F   M   180

AAG CTG ATG GCA GAC TTT GAC CCC GTC CGC CAC ATT GTC GTC TCC GTT GCG AAT GTG ATC TGT GGC ACG TGC TTC GGT CGA CGC TAC GAC  630
 K   L   M   A   D   F   D   P   V   R   H   I   V   V   S   V   A   N   V   I   C   G   M   C   F   G   R   R   Y   D   210

CAC AAC AAC AGG AGC TGG CTC AAC TTG GTG AAC CCC AGG CGA GAC GTT CGC AAG GTG GTG GCC AGC GGT AAC CCT GCA GAC TTC ATC CCT  720
 H   N   N   R   S   W   L   N   L   V   N   P   R   R   D   V   R   K   V   V   A   S   G   N   P   A   D   F   I   P   240

ATT CTC CAA TAC CTG CCC AGC ACA ACG ATG AAG AAG TTT TTG AAC ATC AAC GCC CGC TTC AAC GAA TTT GTG CAA AAG ATC GTC AGC GAG  810
 I   L   Q   Y   L   P   S   T   T   M   K   K   F   L   N   I   N   A   R   F   N   E   F   V   Q   K   I   V   S   E   270

CAC TAC ACC ACT TTT AAC AAG GAC AAC ATT CGT GAC ATC ACA GAC TCC TTG ATT GAT CAC TGT GAG GAC GAA CCG ATG GAC CCA ATG CCA  900
 H   Y   T   T   F   N   K   D   N   I   R   D   I   T   D   S   L   I   D   H   C   E   D   E   P   M   D   P   M   P   300

GAT GCG GAT GAG AAG ATT GTA GGA ATT GTC AAT GAC CTG TTT GGA GCT GGT TTT GAC ACC ATC TCT ACT GCC CTG TCC TGG TCT GTG ATG  990
 D   A   D   D   K   I   V   G   I   V   N   D   L   F   G   A   G   F   D   T   I   S   T   A   L   S   W   S   V   M   330

TAC TTG GTT GCA TAC CCA GAG ATA CAG GAA AGG CTT TAT CAA GAA ATG GAA ACT GTG ATG GGC CCG GAT CGC ATG CCT TGT CTC TCT GAC 1080
 Y   L   V   A   Y   P   E   I   Q   E   R   L   Y   Q   E   M   E   T   V   M   G   P   D   R   M   P   C   L   S   D   360

AGA ACC CAA CTT ACC CTT CCT GAG GCC TTC ATC CTG GAA ATC TTT CGC CAT TCT TCA TTC CTG CCC TTC ACC ATC CCT CAC TGC ACG ACA 1170
 R   T   Q   L   T   L   P   E   A   F   I   L   E   I   F   R   H   S   S   F   L   P   F   T   I   P   H   C   T   T   390

AAA GAC ACA TCT CTG AAC GGC TAC TTC ATT CCC AAA GCA CCC TGT ATC TAC ATC AAG CAG TGG CCG GTC ATC CAT GAT GAT GAT GAT GTG 1260
 K   D   T   S   L   N   G   Y   F   I   P   K   A   P   C   I   Y   I   K   Q   W   P   V   I   H   D   D   D   D   V   420

AAA GAC CCG TCT TCC TTC AAC CCA GAC CGC TTC CTG AAA GCC GAC GGC ACC GAG GTC AAC AAG CTG GAC GGG GAG AAG ATG ATG GTG TTT 1350
 L   D   P   S   S   F   N   P   D   R   F   L   K   A   D   G   T   E   V   N   K   L   N   G   E   K   M   M   V   F   450

GGC ATG GGA AAG CGA CGC TGC ATC GGC GAG GTC ATC GCA CGA AAC GAA GTC TAC CTC TTC TTG GCG ATC CTC CTG GTC CAG CTG CAG TTC 1440
 G   M   G   K   R   R   C   I   G   E   V   I   A   R   N   E   V   Y   L   F   L   A   I   L   L   V   Q   L   Q   F   480

CAC GCG ATG CCC GGC GAG CCG CTG GAC ATG ACC CCA AGA TAC GGT CTC ACA ATG AAG CAC AAA CGC TGC CAC CTG AGA GCC GCA ATG CGC 1530
 H   A   M   P   G   E   P   L   D   M   T   P   E   Y   G   L   T   M   K   H   K   R   C   H   L   R   A   A   M   R   510

CGA GGC ACC GAG GAG TGA AGCGACTGCAGGTGTTATGTGTGACTCAATATGTGTAACAAACTCTAACACTGTCACAGTC…
 R   G   T   E   E
```

Fig. 4 Nucleotide sequence of P450 cDNA and deduced amino acid sequence. Nucleotides and amino acids numbered at the right, starting with the initiator methionine codon and residue as +1. Underlined sequences show N-terminal amino acid sequences reported by Klotz et al. (1983). Dashed line indicates a highly conserved region among various cytochrome P450 enzymes containing heme-binding residue. Initiation and termination codons are boxed.

をコードしていることをさらに裏付けるものであった。

(4) 種々器官における P450 mRNA の発現と定量

最近，P450 の活性測定やモロクローナル抗体による免疫学的解析によって P450 の局在器官が調べられ，芳香族化合物処理魚の肝，腎，心臓，鰓，腸，ひ臓，精巣など多くの器官での局在が報告されている (Park et al., 1986; Lorenzana et al., 1988; Miller et al., 1989)．著者らは MC 処理したマダイを用いて，代表的な器官における CYP1A mRNA の発現を調べた．Fig. 7a には，クローン化した cDNA を用

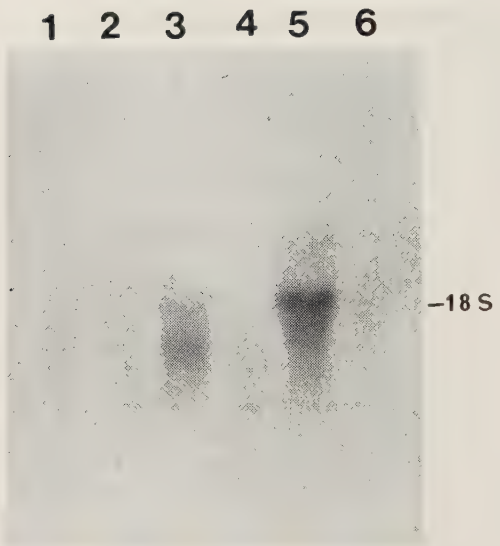


Fig. 5 Northern blot analysis of RNA prepared from 3-methylcholanthrene (MC)-or phenobarbital-treated fish. RNA was isolated from livers of control fish (lane 1) and livers of fish at 7 (lane 2), 22 (lane 3) and 48h (lane 5) after administration of MC, or at 22 (lane4) and 48 (lane 6) after administration of phenobarbital. Control fish were treated with corn oil only for 48h. Total RNA (20 μg) was electrophoresed through formaldehyde agarose gel, transfered to nylon membrane and hybridized with [^{32}P]-labeled red sea bream cDNA.

いて，肝，腎，鰓，腸，それぞれから抽出した RNA のドットブロット解析の結果が示されている．対照魚の肝 RNA にくらべ，MC 処理した魚では，調べた4器官からの RNA のいずれにも cDNA との強いハイブリダイズのシグナルが認められ，CYP1A mRNA がこれら4器官で発現していることが示された．とくに鰓と腸での発現量が多かったことは，Miller らの報告 (Miller et al., 1989) と一致している．Fig. 7b は，Fig. 7a で示された RNA ドットハイブリダイゼーションで cDNA とハイブリダイズしている RNA 量をデンシトメーターで定量化したものである．MC 処理魚における CYP1A mRNA の発現量は，無処理のそれに比らべ，最も少ない器官でも 4 倍以上であり，また，腸や鰓では腎の約2倍の発現量であることが，数値の比較から明らかにされた．

(5) P4501A mRNA 誘導発現のタイムコースと濃度依存性

魚類 CYP1A mRNA の誘導を薬物による水質汚染の生物学的なマーカーにするためには，CYP1A mRNA がどのような時間的経過によって薬物により誘導されるのかを知る必要がある．Fig. 8 は，MC による CYP1A mRNA 誘導のタイムコースを調べたものである．mRNA 量は MC 投与直後に急激な増加と減少を示し，その後は，少なくとも投与72時間程度までは，緩やかな増加を続けた．このような mRNA の増加と減少の変化は，調べた3器官に共通にみられた．なぜ mRNA の増加に MC 処理直後の急激な増加とその後の緩やかな増加の2通りのパターンがみられるのかは今のところ全く不明であり，今後解決せねばならない問題の1つである．

Fig. 9 は，CYP1A mRNA 発現に及ぼす MC の濃

Table 2 Sequence relatedess of P450 to various other cytochrome P450s.

subfamily[a]	type inducer	mammals	trivial name	%identity
1A1	drug-meta.[b]	Rat	c	54.0
	MC	Mouse	P_1	51.3
1A2	drug-meta.[b]	Rat	d	50.4
	MC			
2B1	drug-meta.[b]	Rat	b	27.9
	PB	Rabbit	2	28.9
21A	steroid.[b]	Mouse	c21a	25.4
17A	steroid.[b]	Bovine	17α	22.6

[a] : classified and designated by Nebert et al. (1989)
[b] : drug-metabolizing type P450
[b] : steroidogenic type P450

		450																			470
Red sea	bream P450	F	G	M	G	K	R	R	C	I	G	E	V	I	A	R	N	E	V	Y	L	F
Rat	c	-	-	L	-	-	-	K	-	-	-	-	T	-	G	-	L	-	-	F	-	-
Mouse	P_1	-	-	L	-	-	-	K	-	-	-	-	T	-	G	-	S	-	-	F	-	-
Rat	d	-	-	L	-	-	-	-	-	-	-	-	I	P	-	K	W	-	-	F	-	-
Rat	b	-	S	T	-	-	-	I	-	L	-	-	G	-	-	-	-	-	L	F	-	-
Rabbit	2	-	S	L	-	-	-	I	-	L	-	-	G	I	-	-	T	-	L	F	-	-
Mouse	c21a	-	-	C	-	A	-	V	-	L	-	-	P	L	-	-	L	-	L	F	V	V
Bovine	17α	-	G	A	-	P	-	S	-	V	-	-	M	L	-	-	Q	-	L	F	-	-

Fig. 6 Comparison of possible heme-binding peptide sequences with other P450s. Amino acid residures identical with those of red sea bream P450 are indicated by bars. Possible heme-binding cysteines are boxed.

度の影響を調べたものである．図から明らかなように，誘導される mRNA 量は MC の濃度にほぼ完全に依存していた．即ち，高い MC 濃度下では，多くの mRNA が誘導発現され，MC 濃度が低い部分では，より少ない mRNA しか認められなかった．CYP1A mRNA の発現量に，このような薬物濃度依存性が見られることは，この mRNA を薬物汚染モニタリングへ利用する上で極めて好都合である．

(6) P4501A mRNA 誘導量に対する温度の効果

薬物以外の環境条件は CYP1A mRNA の誘導にどのような影響を及ぼしているのだろうか．著者は CYP1A mRNA 誘導量に対する飼育水温の効果を調べた．マダイを11，15及び19℃で短時間飼育後 MC を腹腔注射し，再び11，15及び19℃中で，2日間飼育を続けた．Fig. 10 に示してあるように，MC による mRNA 誘導量は温度によって多少影響された．マダイの最適温度近傍の15℃では最も発現量が多く，それよりも低い温度（11℃）及び高い温度（19℃）では発現量は低くなっていた．この結果は，薬物による mRNA 誘導量は薬物以外の環境要因にも多少影響されることを示唆している．Kloepper-Sams ら（Kloepper-Sams and Stegeman, 1992）は，海産魚において，6℃に順応させた海産魚と，16℃飼育の対照魚とでは，ほぼ同レベルの P450 mRNA 量が観察されたことを報告している．彼等の結果は著者等の結果と一致していないが，両者間では温度処理の条件が著しく異なっており，これが不一致の結果の原因になっている可能性もある．

(7) 種々の薬物による P4501A mRNA の誘導活性

MC は CYP1A の典型的な誘導剤として哺乳動物での研究等において広く用いられているが，その他に，ポリ塩化ビフェニール（PCB），イミダゾール（Im），イソサフロール（ISF）及び β-ナフトフラボン（βNF）等が CYP1A の誘導剤として知られている（今井・佐藤，1982）．このうち，PCB は強い発癌性，難分解性及び工業製品への使用，廃棄等から，危険な環境汚染物資として特に注目を浴びている．そのため，マダイ P450 mRNA が PCB により誘導され，そのモニタリングのマーカーに成り得る可能性及びその他の薬剤の誘導活性についても，同時に調べた．Fig. 11 は PCB を，MC とほぼ同様の方法でマダイに投与し，70時間後に CYP1A mRNA 量を対照及び器官間で比較したものである．対照魚の肝に比べ，PCB 処理魚の鰓及び腸では 6～8倍の mRNA 誘導量がみられ，PCB はマダイにおいても CYP1A mRNA の強い発現誘導剤であることが示された．ま

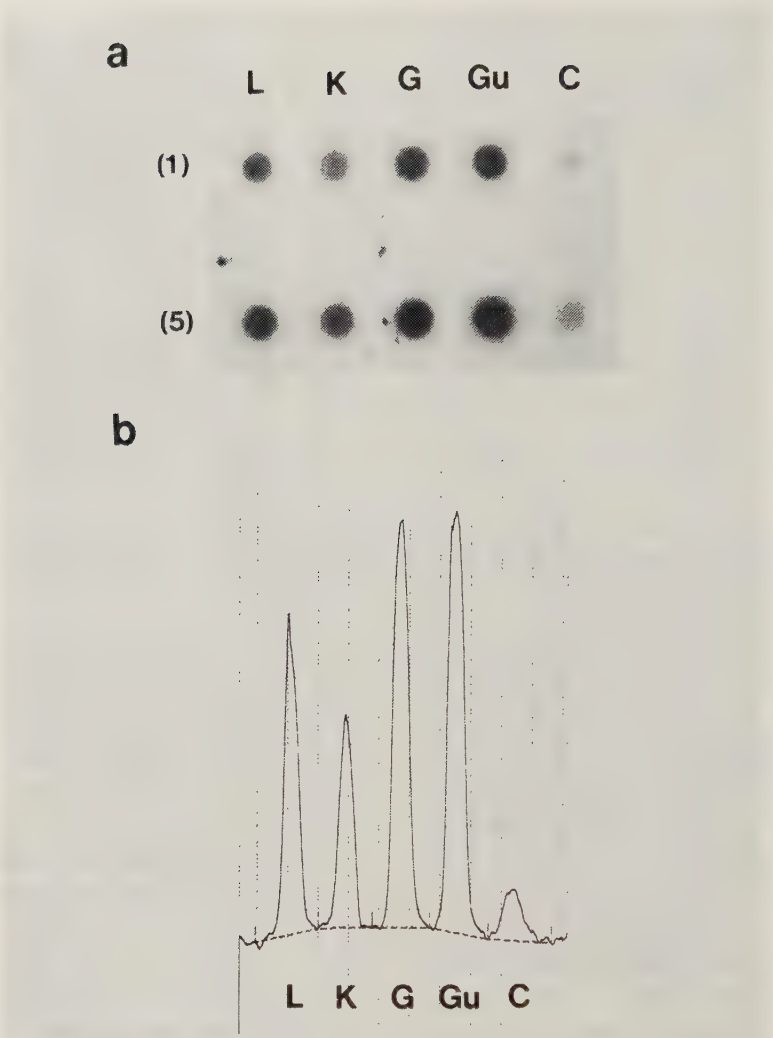


Fig. 7 Dot blot (a) and their densitometric (b) analyses of P4501A mRNA from various organs of the 3 MC treated red sea bream
Total RNAs were extracted from the liver (L), kidney (K), gill (G) and gut (Gu) of the 3-MC injected fish. (C) is from liver of control fish. 1μg (1) and 5μg (5) of RNAs were dotted on the filter and hybridized with ^{32}P-labeled red sea bream P4501A cDNA (a). The contents of hybridized RNA were quantified by scanning the autoradiograph film with a densitometric spot analyser (b).

た，Fig. 12 には，CYP1A mRNA の誘導発現に対するIm 及び ISF の効果が示されている．これらの薬剤については，誘導活性が PCB に比べ低かったものの，腎，鰓では対照の 2～3 倍の CYP1A mRNA の発現がみられ，哺乳動物等と同様に誘導活性があることが示された．PCB も含めて，これらの薬剤によって魚類のCYP1AmRNA が，どのような条件下で，どの程度誘導発現されるかについては，今後より詳細な検討が必要である．

哺乳動物においては，フェノバルビタール (PB)

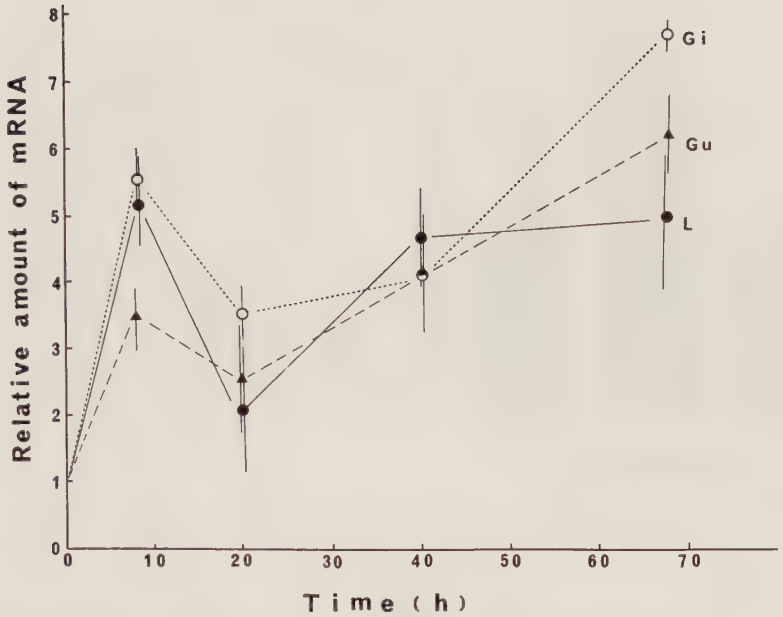


Fig. 8 The time course of P4501A mRNA induced by 3 MC
Total RNAs were extracted from liver (L), gill (Gi) and gut (Gu) of fish treated with 3-MC for indicated periods. Hybridized RNAs with a probed P4501A cDNA were quantified as shown in Fig. 1. Fish used to zero time point were injected with only corn oil. Data are expressed as ratios of the zero time point. Each point represents the mean of two fish and the vertical lines indicate the deviation.

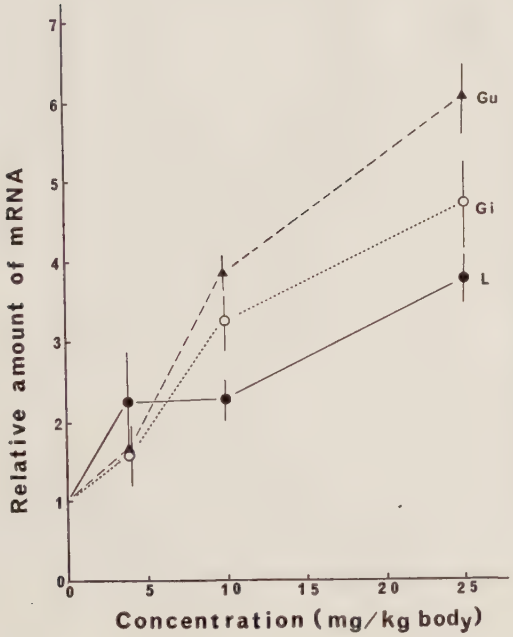


Fig. 9 The concentration-dependent expression of P 4501A mRNA with 3-MC
Fish were intraperitoneally injected with 4, 10 or 25mg/kg body of 3-MC, or with only corn oil (control), and total RNAs were extracted from liver (L), gill (Gi) and gut (Gu) at 72h after the injection. Determinations of P4501A mRNA content were done as shown in Fig. 1. Data are expressed as ratios of the zero mg point. Each point represents the mean of two fish and the vertical lines indicate the deviation.

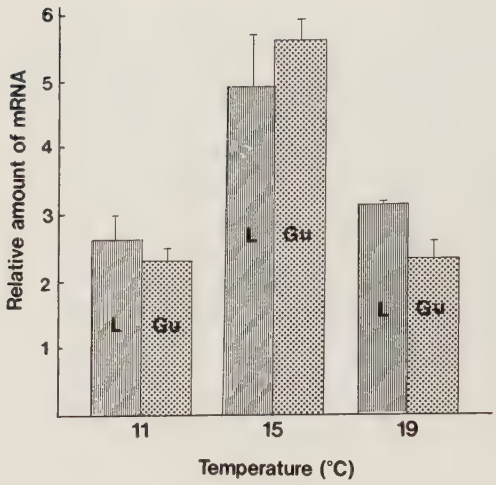


Fig. 10 Effect of temperature on the expression of P4501A mRNA
Fish were kept at 11, 15 or 19°C for one day. After being intraperitoneally injected with 25mg/kg body of 3-MC, they were again kept at identical temperatures for additional 72h. RNAs were extracted from liver (L) and gut (Gu), and P4501A mRNA content were determined as shown in Fig. 1. Data are expressed as ratios of the P450 mRNA content in the liver or gut of control fish which were maintained at 11, 15 and 19°C, respectively, for 72h. Each point represents the mean of two fish and the vertical lines indicate the deviation.

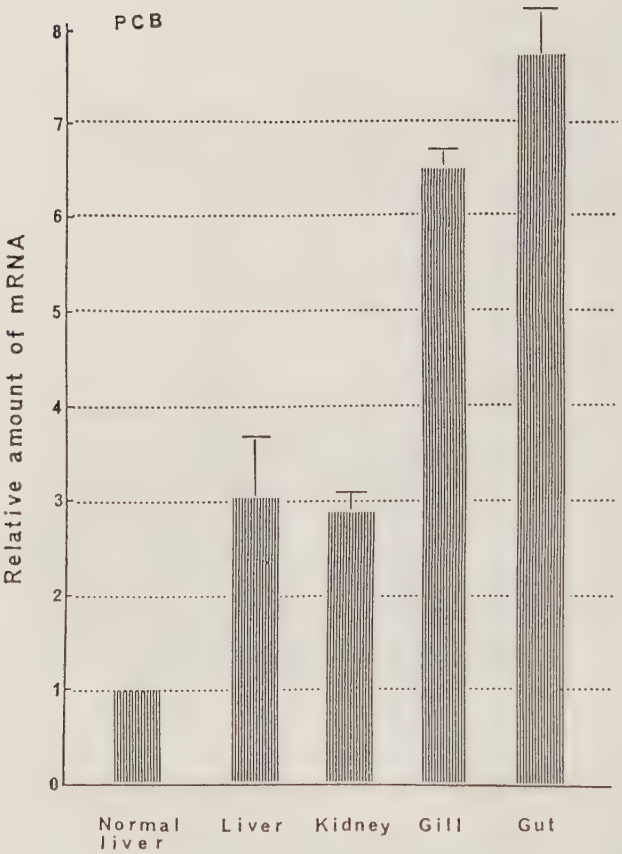


Fig. 11 Induction of P4501A mRNA by coplanar polychlorinated biphenyls (PCB)
Fish were intraperitoneally injected with PCB or only corn oil (normal fish), and total RNA were extracted from liver, kidney, gill and gut at 70h after the injection. P4501A mRNA contents were determined as shown in Fig. 7. Data are expressed as the ratios of CYP1A mRNA content in liver of normal fish. Each point represents the mean of two fish and the vertical lines the standard deviation.

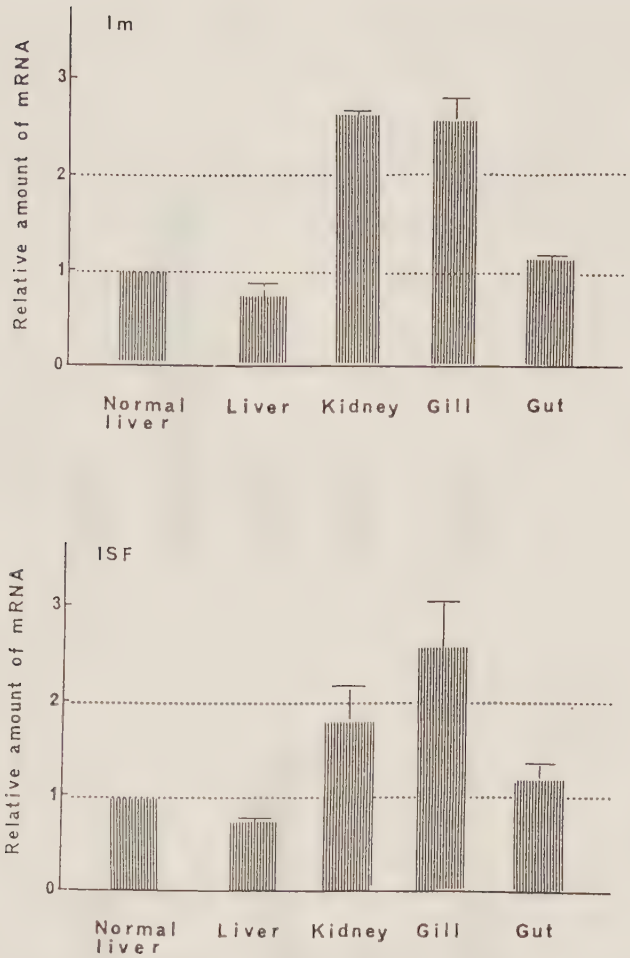


Fig. 12 Induction of P4501A mRNA by imidazole and isosafrole
Fish were intraperitoneally injected with imidazole (Im) or isosafrole (ISF), and the induction of CYPIA mRNA were analysed as described in Fig. 11.

及びエタノール（EtOH）で誘導される P450 はそれぞれ CYP1A 型とは異なったサブファミリーに属する分子種であり，これらの薬剤によっては CYP1A 型は誘導されないことが明らかにされている（Nebert et al., 1989）．そこで，魚類の CYP1A mRNA 誘導における PB と EtOH の効果を，上記と同様の方法で調べた．Fig. 13 で明らかなように，マダイでは，哺乳動物とは異なり，PB や EtOH の投与によって，鰓や腎で CYP1A mRNA の増加がみられ，これら薬剤による 1A 型 P450 の誘導活性の存在が示唆された．このような誘導活性は，魚類 CYP1A の基質特異性が低いためなのか，あるいは，PB や EtOH の腹腔投与によって引き起こされた何らかの生理的変化のために，鰓や腎の一器官のみに一過性に生じたものなのか，は今のところ不明である．CYP1A 型以外の薬物誘導型 P450 分子種（サブファミリー）が魚類にも存在するかどうか，また，魚類 CYP1A の基質特異性がどの程度なのか，今後より詳細な研究が要求される．

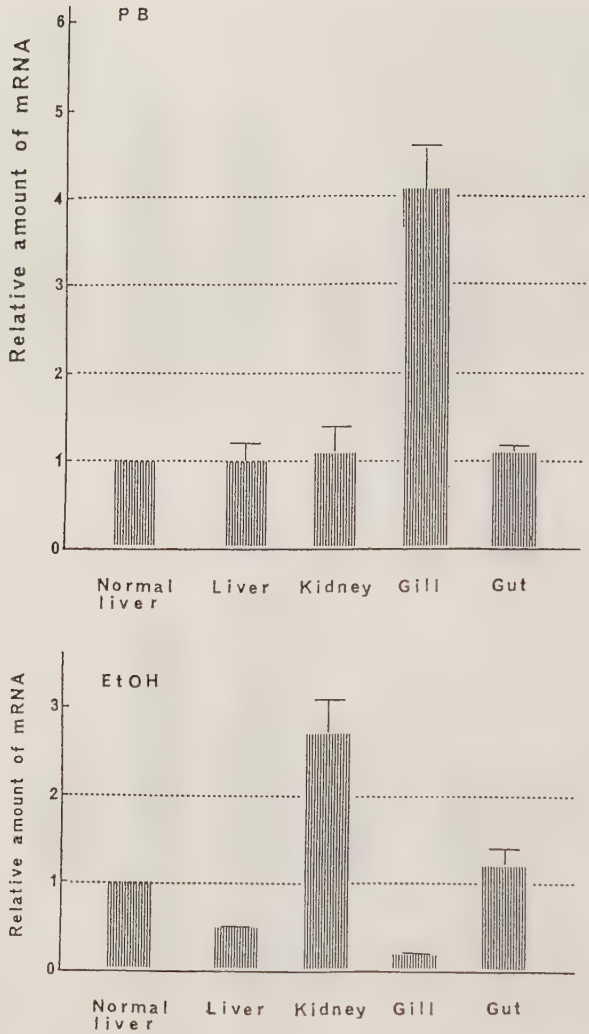


Fig. 13 Induction of P4501A mRNA by phenobarbital and ethanol
Fish were intraperitoneally injected with phenobarbital (PB) or ethanol (EtOH), and the induction of CYP1A mRNA were analysed as shown in Fig. 11.

要　　約

(1) メチルコラントレン (MC) を腹腔投与したマダイ肝からチトクロム P450 蛋白質を精製した．この P450 蛋白質は SDS-PAGE で分子量約5.0万，純度は11.8 nモル/mg蛋白であった．

(2) MC 処理したマダイ肝 mRNA からチトクロム P4501A (CYP1A) cDNA を構築，クローン化し，一次構造を解析した．cDNA は約1.8kbの長さを持ち，515残基の アミノ酸をコードする1545ヌクレオチドからなるコーデング領域を含んでいた．

(3) cDNA の塩基配列から推察されたアミノ酸配列

の中に，Klotz ら（1983）が海産魚の P450 で報告しているN末端の9個のアミノ酸配列とほぼ同様な配列が，推察されるN末端近傍に，また，多くの P450 に共通にみられるヘム結合領域特異アミノ酸配列と類似な配列が，予想されるC末端近傍に見い出された．マダイ P450 蛋白のアミノ酸配列と哺乳動物のそれを比較すると，P4501A とは50%以上，P4502B とは30%以下のホモロジーを示し，このcDNA はサブファミリー P4501A に分類されることがさらに裏付けられた．

(4) CYP1A mRNA の誘導発現量は MC 投与直後に急激に増加し，その後はゆるやかに増加した．また，発現量は MC 濃度に，ほぼ濃度依存的に増加した．誘導発現量は飼育海水の温度によっても多少影響されたものの，これらの結果は，一定の測定条件下では，CYP1A mRNA が薬物による環境汚染評価のための生物学的指標になり得ることを示唆するものであった．

(5) MC，ポリ塩化ビフェニール等実験に用いた4種類の MC 型薬剤の処理により，肝，腎，鰓，腸において CYP1A mRNA の誘導発現がみられた．とくに，肝，腎にくらべ鰓，腸では比較的多くの発現がみられた．また，哺乳動物においては CYP1A 型はフェノバルビタールやエタノールでは全く誘導されないにもかかわらず，マダイではこれらの薬剤によっても CYP1A mRNA の誘導発現が確認された．これらの結果は，P450 の基質特異性の変化など P450 の分子進化を考える上で興味が持たれた．

文　献

1) Y. Fujii-Kuriyama, Y. Mizukami, K. Kawajiri, K. Sogawa and M. Muramatsu 1982: Primary structure of a cytochrome P450: coding nucleotide sequence of phenobarbital-inducible cytochrome P450 cDNA from rat liver. *Proc. natn. Acad. Sci. USA*, **79**, 2793–2797.

2) H. Gotoh, Y. Tagashira, T. Iizuka and Y. Fujii-Kuriyama 1983: Structural characteristics of cytochrome P450. Possible location of the heme-binding cysteine in determined amino acid sequences. *J. Biochem.* **93**, 807–817.

3) U. Gubler and B. J. Hoffmana 1983: A simple and very efficient method for generating cDNA libraries. *Gene* (*Amsterdam*), **25**, 263–269.

4) M. L. Hasch, E. M. Quardokus, L. A. Sutherland, M. S. Goodrich, R. Prince, K. R. Cooper and J. J. Lech 1992: CYP1A1 protein and mRNA in teleosts as an environmental bioindicator: laboratory and environmetal studies. *Marine Environ. Res.*, **34**: 139–145.

5) L. I. Heilmann, Y. Y. Sheen, S. W. Bigelow and D. W. Nebert 1988: Trout P4501A1: cDNA and deduced protein sequence, expression in liver, and evolutionary significance. *DNA*, **7**, 379–387.

6) 今井嘉郎・榎本恵一・三原勝芳　1974：界面活性剤により可溶化したウサギ肝臓ミクロソームのチトクロム P450，チトクロム b_5，NADH-チトクロム b_5 環元酵素の精製．蛋白質・核酸・酵素，**12**，208–215．

7) 今井嘉郎・佐藤　了　1982：肝ミクロソームのチトクロム P450 分子種の多様性と反応の多様性．代謝，**19**，1723–1733．

8) K. Kawajiri, O. Gotoh, K. Sogawa, Y. Tagashira, M. Muramatsu and Y. Fujii-Kuriyama 1984: Coding nucleotide sequence of 3-methylcholanthrene-inducible cytochrome P450 cDNA from rat liver. *Proc. natn. Acad. Sci. USA*, **81**, 1649–1653.

9) P. J. Kloepper-Sams, S. S. Park, H. V. Gelboin and J. J. Stegeman 1987: Specificity and cross-reactivity of monoclonal and polyclonal antibodies againts cytochrome P450E of the marine fish scup. *Arch. Biochem.*

Biophys. **253**, 268–278.

10) P. J. Kloepper-Sams and J. J. Stegeman 1992: Effects of temperature acclimation on the expression of hepatic cytochrome P4501A mRNA and protein in the fish *Fundulus heteroclitus*. Arch. *Biochem. Biophys.*, **299**, 38–46.

11) A. V. Klotz, J. J. Stegeman and C. Walsh 1983: An aryl hydrocarbon hydroxylating hepatic cytochrome P450 from the marine fish *Stenotomus chrysops*. Arch. *Biochem. Biophys.*, **226**, 578–592.

12) G. L. Kreamer, K. Squibb, D. Gioeli, S. T. Garte and I. I. Wirgin 1991: Cytochrome P4501A mRNA expression in feral Hadson River tomcod. Environ. Res., **55**, 64–78.

13) U. K. Laemmli 1970: Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of the bacteriophage T4. *Nature*, **227**, 680–682.

14) R. M. Lorenzana, O. R. Hedstrom and D. R. Buhler 1988: Localization of cytochrome P450 in the head and trunk kidney of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Toxicol. *Appl. Pharmacol.* **96**, 159–167.

15) T. Maniatis, E. F. Fritsch and J. Sambrook 1982: Molecular cloning: a laboratory manual. Cold Spring Harbor Laboratory, Cold Spring Harbor, NY.

16) M. R. Miller, D. E. Hinton and J. J. Stegeman 1989: Cytochrome P450E induction and localization in gill pillar (endo thelithelial) cells of scup and rainbow trout. *Aquat. Toxicol.*, **14**, 307–322.

17) Y. Mizukami, K. Sogawa, M. Muramatsu and Y. Fujii-Kuriyama 1983: Gene structure of a phenobarbital-inducible cytochrome P450 in rat liver. *Proc. natn. Acad. Sci. USA*, **80**, 3958–3962.

18) Y. Mizukami, S. Ueyama , K. Arizono and T. Ariyoshi 1994a: Study of cytochrome P450 mRNA induction in fish. *Jpn. J. Toxicol. Environ. Health*, **40**, 10–11.

19) Y. Mizukami, M. Okauchi, K. Arizono, T. Ariyoshi and H. Kito 1994b: Isolation and sequence of cDNA encoding a 3-methylcholanthrene-inducible cytochrome P450 from wild red sea bream, *Pagrus major*. *Marine Biol.*, **120**, 343–349.

20) Y. Mizukami, M. Okauchi, K. Arizono and T. Ariyoshi 1994c: Induction of cytochrome P4501A mRNA by 3-methylcholanthrene in red sea bream, *Pagrus major*. Fish. Sci., 印刷中.

21) D. W. Nebert, D. R. Nelson, M. Adesnik, M. J. Coon, R. W. Estabrook, F. J. Gonzalez, F. P. Guengerich, I. C. Gunsalus, E. F. Jonson, B. Kemper, W. Levin, I. R. Philips, R. Sato and M. R. Waterman 1989: The P450 superfamily: updated listing of all genes and recommended nomenclature for the chromosonal loci. *DNA*, **8**, 1–13.

22) T. Omura and R. Sato 1964a: The carbon monoxide-binding pigment of liver microsomes, I. Evidence for its hemoprotein nature. *J. Biol. Chem.*, **239**, 2370–2378.

23) T. Omura and R. Sato 1964b: The carbon monoxide-binding pigment of liver microsomes, II. Solubilization, purification, and properties. *J. Biol. Chem.*, **239**, 2379–2385.

24) S. S. Park, H. Miller, A. V. Klotz, P. J. Kloepper-Sams, J. J. Stegeman and H. V. Gelboin 1986: Monoclonal antibodies to liver microsomal cytochrome P450E of the marine fish *Stenotomus chrysops* (scup): Cross-reactivity with 3-methylcholanthrene induced rat cytochrome P450. *Arch. Biochem. Biophys.*, **249**, 339–350.

25) T. A. Smolarek, S. L. Morgan, C. G. Moynihan, H. Lee, R. G. Harvey and W. M. Baira 1987: Metabolism and DNA adduct formation of benzo (a) pyrene and 7,12-dimethylbenz (a) anthracene in fish cell lines in culture. *Carcinogenesis*, **8**, 1501–1509.

西水研研報　第72号　平成6年12月
Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., No. 72, December 1994

黄海産カナガシラ資源の漁獲統計による解析

真子　　渤*)**)

Stock Size Analysis of Sea Robin (*Lepidotrigla microptera* GÜNTHER) in the Yellow Sea

Hiroshi MAKO*

ABSTRACT

Variations in the stock size of the sea robin, *Lepidotrigla microptera* GÜNTHER in the Yellow Sea were analyzed for the period 1952 to 1963, using Japanese fisheries statistical data. The sea robin reproduces in the Bohai Sea, Haizhou Bay and west coast of Korea and migrates into the Yellow Sea around October, returning to the reproduction areas in April/May of the following year.

The major fishing ground for the sea robin is limited to the Yellow Sea. Analyses indicated that the initial stock in 1952 declined progressively over the 10-year period, 1/3 in terms of catch, and 1/8 in terms of the density index. Changes in the frequency curve of the mean catch per haul in the meshed fishing areas (30′ latitude×30′ longitude) suggest that the decrease in stock was probably due to excessive fishing pressure. For the protection and conservation of the stock of the sea robin, reduced fishing pressure coupled with mesh size regulation of trawl nets is required.

は　じ　め　に

東シナ海・黄海に生息しているカナガシラ類は，わが国の底びき網漁業によって周年にわたってかなり広範囲の水域で漁獲されている．これらのカナガシラ類は真道（1951）によれば，7つの異なった種を含んでいるといわれる．しかも，それら各種の分布は互いに重なり合っているため，魚種別の資源学的な解析が困難であると考えられてきた．しかし，カナガシラ *Lepidotrigla microptera* GÜNTHER のみは，ほとんど

平成6年12月21日　受理（Rceived December 21, 1994）
西海区水産研究所業績第500号（Contribution from Seikai National Fisheries Research Institute, No. 500）
*西海区水産研究所　〒850　長崎市国分町49（Seikai National Fisheries Research Institute, Kokubu-machi, Nagasaki 850, Japan）
**著者は昭和60年に当研究所を定年退官し，平成4年逝去された．本論文は未発表原稿として残されていたもので，投稿するにあたり当研究所資源管理部の山田陽巳主任研究官が投稿規定に従って若干の修正を行った．
(The author retired Seikai National Fisheries Research Institute in 1985, and died in 1992. For the publication of this article, Mr. H. Yamada of Resources Management Division of the same institute made a small amendment on his original manuscript to fit to the style of this bulletin)

他の種から独立して，黄海域に分布しているため，漁獲統計の上で他の種と分離することが可能であり，その資源変動についてもある程度の解析を行なうことができる．

以西底びき網漁業で漁獲されるカナガシラ類の漁獲量は，戦後漁業が再開された当時には2万3千トン程度であったが，最近は約6千トンとなり急激な減少を示している．これはカナガシラを除くカナガシラ類の分布が東シナ海の大陸棚周辺付近にあって，キダイの分布とかなり一致しているため，戦後の復興の初期にキダイ資源に集中した過度の漁獲強度によって，著しい資源の減衰を招いたものと解されている．一方，黄海のカナガシラに対する漁獲は1952年ごろから始まった後，1954／55年漁期にはその漁獲量は5千トンによんでいたが，最近では1.5千トンと急激に減少している．本種は他のカナガシラ類と異なり魚体が大きく，魚価も比較的高いことに加えて，その分布域がマダイ，コウライエビなどの高級魚と重なり合っているため，この魚種に対する漁獲強度もかなり強く，上記のような漁獲量の減少を招いたものと想像される．

この報告では，漁獲統計によってカナガシラ資源の変動についての考察を行なうとともに，資源量の変動と1網平均漁獲量の分布型との関係についても若干の検討を試みた．

本論にはいるに先だって，本稿を校閲していただいた西海区水産研究所日笠七郎所長および遠洋資源部村上子郎部長に厚くお礼申し上げる．

材 料 と 方 法

解析には，1953～1963年に西海区水産研究所が実施した試験操業データ及び1952～63年の以西底びき網漁業漁獲統計資料を用いた．

漁獲統計資料は，箱数で集計されているため，漁獲量は年毎の1箱当たり入れ目重量を用いて重量（kg）換算した．資源密度指数は田中（1957）によったが，ここで漁区数はカナガシラの有漁漁区数とした．また，有効努力量は月別のものを漁期間にわたって加え合わせた値を用いた．

結 果 及 び 論 議

1． 分布および回遊

カナガシラは東シナ海・黄海のなかではほとんど黄海にのみ分布していることはかなりよく知られており，以西底びき網漁業者の間では，本種を“大カナ”と称して他のカナガシラ類と区別している．

西海区水産研究所で1953年から1963年までの間に実施した試験操業結果によれば*，漁獲時期は毎年9月から翌年3月までの間で，この期間の黄海中部においては，他のカナガシラ類は全くみられなかった．また，この時期の黄海中部以外の水域でカナガシラが漁獲された記録もみあたらず，わずかに1963年6月の試験操業の際，東シナ海中部の農林280区でソコカナガシラ *L. abyssalis* Jordan et Starks およびカナド *L. guentheri* Hilgendorf に交って1個体のカナガシラが漁獲されているにすぎない．以上の点からみて，カナガシラは東シナ海には全く分布していないとはいえないが，少なくとも以西漁場に関する限り，漁業資源としての分布を黄海と限定し，また黄海で秋から冬にかけて漁獲されるカナガシラ類はすべて本種であると考えて差支えないように思われる．

カナガシラの分布・回遊については笠原（1948），岡田（1957）および木部崎（1960）などの報告があるが，いずれも大同小異であって，鴨緑江沖合・渤海・海州湾沖合などの産卵場と黄海南部の越冬場との間を季節的に回遊するものとしている．筆者は1952～63年の11年漁期間の漁獲統計資料から，農林漁区別の1網平均漁獲量の平均値を求め（Fig. 1**），また定期的に

*本来，カナガシラの月別分布図が添付されていたようだが，残念ながら，これらは紛失しまっている．再作図するための資料も手許に見あたらないが，これ以降の本論文の解釈に支障ないと思われる．

**再作図

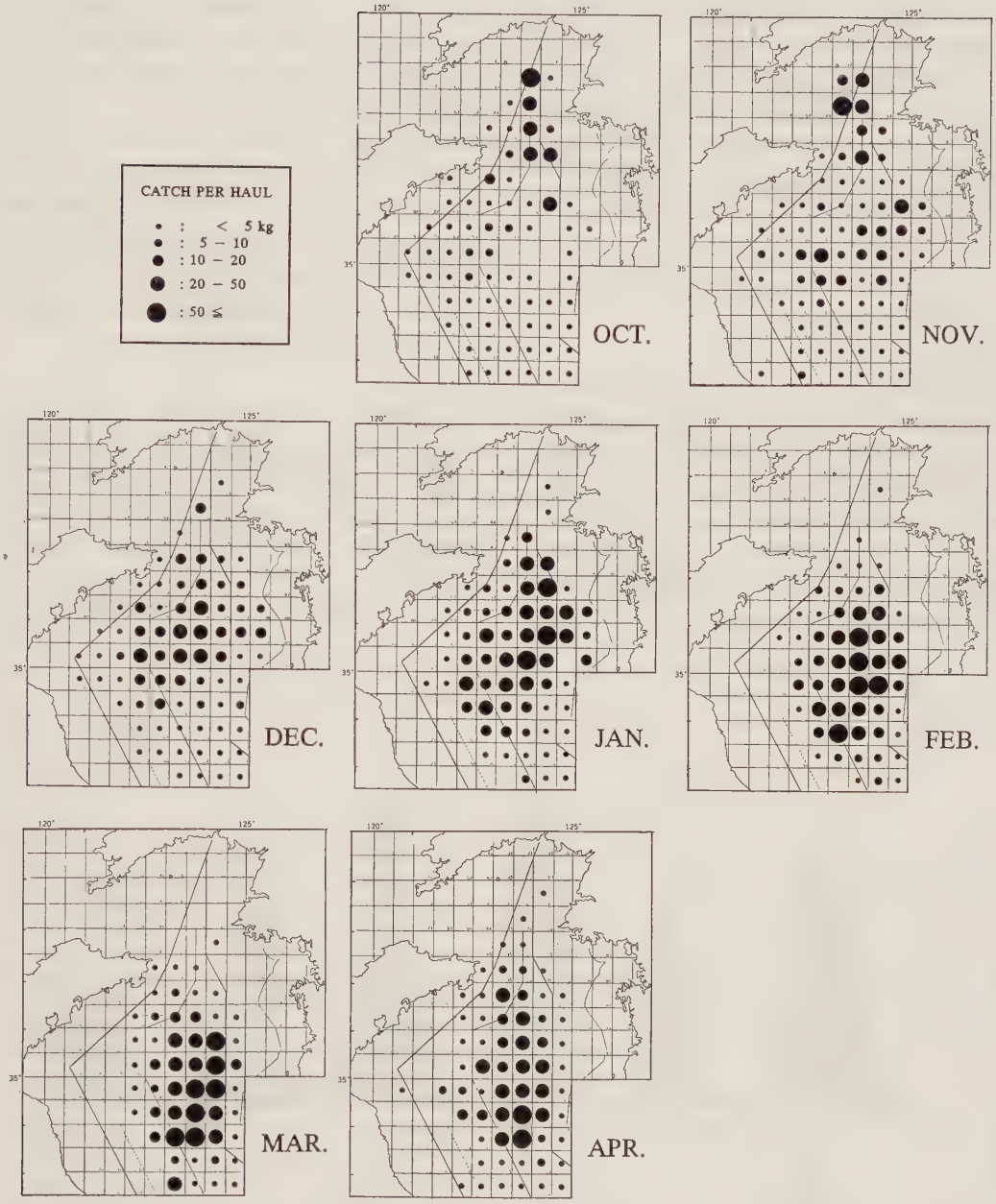


Fig. 1 Distributions of mean monthly catch of sea robin per haul for the period of time 1952 1963.

刊行されている"東海・黄海の底魚漁場図（西海区水産研究所・福岡漁業調整事務所)" を参照して本種の分布・回遊について検討した．その結果も大体上記の記述を裏書きするにとどまったが，ただ上記3魚群の外に黄海中部の朝鮮半島西岸から来遊するものもあるように思われた．この魚群は1952～53年ごろにはかなり明瞭であり，10～11月の主魚群となっているが，その後この魚群を対象にした操業はほとんど行われて

おらず，また李ライン内での操業があまり行われていないので，詳しいことはわからない．

上記の各魚群は，来遊する初期にはかなり明瞭に独立した魚群として認められるが，カナガシラの主漁期である1～3月には同じ水域に集まり，少なくとも漁獲統計の上でこれら各魚群を分離することはできなくなるので，この報告ではこれらを区別せずに取り扱うことにする．

2. 月別漁獲量の年変化

前述のように，越冬のため漁場に来遊するので，この時期つまり10月から翌年 4～5月までが漁期となる．月別漁獲量の年変化（Fig. 2）をみると，大体，毎年1～2月の越冬期の漁獲量が最も多く，その前後では急激な増加と減少とがみられる．しかしながら，漁獲量が年とともに次第に減少してくるにつれて，越冬期のピークはだんだんと不明瞭になり，逆に漁期の始めと終わりに当たる10月と4月との漁獲量が増加してきている．1961／62，62／63年漁期では，この現象がとくに著しい．この2漁期間の10月の漁獲量はいずれも，黄海北部の北緯37度線より北側で漁獲されたものが大部分で，索餌域と思われる沿岸水域に近いところで漁獲されている．これに対して，4月の漁場はとくに例年と異なっているわけではない．後に述べる有効努力量の変化からみると，かなり強い漁獲が行われたためと思われる．なお，1959年の10月の漁獲量はかなり多いが，この年の漁場は前記の黄海北部とは異なり，山東高角南部の海州湾沖合に形成されており，有効努力量からみると，例年よりはるかに高い強度が加えられたものと考えられる．

3. 漁獲状況の変動

カナガシラの漁況は年により いくらか異なっており，とくに漁期初めには対象とした魚群も年によって異なった場合があったのは前述のとおりである．しかし，初めに述べたように漁期が進むにつれて各魚群を区別することはできなくなるので，ここでは10月から4月までの1漁期間の漁獲量，資源密度指数および有

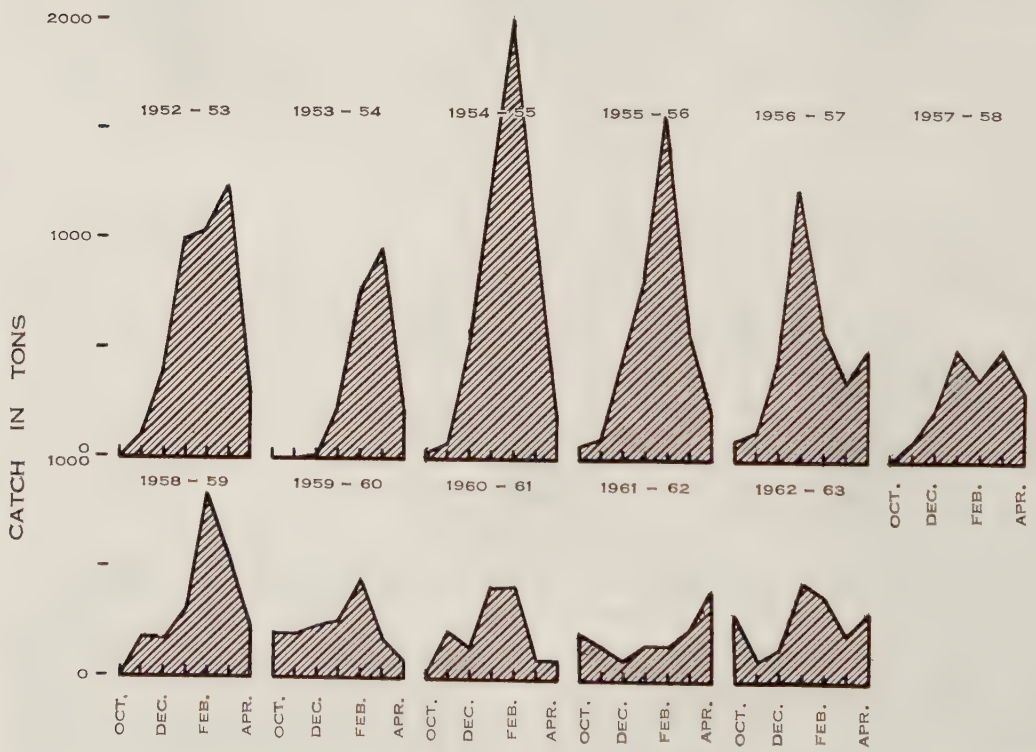


Fig. 2 Monthly changes of sea robin catch for the period of time 1952-1963.

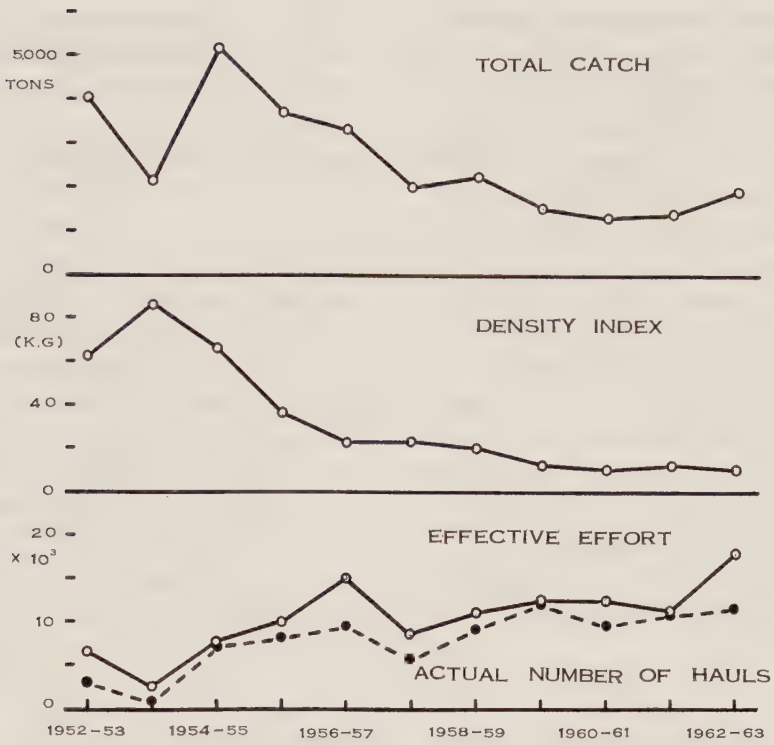


Fig. 3 Changes of the total catch, density index and effective effort of sea robin 1952-1963. Note that fishing season is from October to next April.

効努力量を計算し，これらの値によって資源の変動について検討を行った（Fig. 3）．なお，漁獲量は2そうびき底びき網漁業と1そうびき底びき網漁業（トロール漁業）とによるものを合計し，資源密度指数は前者による値のみを用いた．

漁獲量の変化　1952年ごろから，黄海での操業が多少行われるようになり，1955年の日中民間漁業協定の締結を見越して，1954年秋から黄海での操業が活発となった．このような操業状況を反映して，カナガシラの漁獲量は1952／53年漁期には4千トンとなり，翌年は操業数の低下のため漁獲量も減少したが，1954／55年漁期には戦後最高の5千トンに達した．しかし，この年漁期を頂点として，その後漁獲量は急激に減少し，1959／60年漁期までの5年漁期間に最高時の1/3以下になった．1961／62，62／63年漁期には漁獲量はやや増加傾向にあるようにも思えるが，これは前項でも述べたように漁期の初めに黄海北部で操業したことが影響しており，全体的にいえば，漁獲量は低い水準に低迷しているとみて差支えないであろう．なお，1953／54年漁期における漁獲量の減少は，この頃日本漁船の拿捕事件が頻発し，黄海で操業することが一時困難になったためである．

資源密度指数の変化　1953／54年漁期の値を除けば，漁獲量の場合と非常によく似た変化を示している．1953／54年漁期以降減少し続けているが，とくに1956／57年漁期までの4年漁期間で当初の1/4にまでも減少したことは，注目すべき事実であろう．資源密度指数はその後も小刻みな減少を続け1962／63年漁期は1953／54年漁期の1/8以下になった．東シナ海で資源が減少した代表的な魚といわれるキダイの資源密度指数は真道（1960）によれば最盛期の1/4〜1/5というから，カナガシラの減少はこれをはるかに上回っていることになる．このような資源密度指数が減少した理由としては，漁業および漁具の選択性の問題などいくつかの理由が考えられるであろうが，やはり資源自身もかなり減少していると考えるのが妥当であろう．

有効努力量の変化 有効努力量は1952／53年漁期から1956／57年漁期までの間に急激に増加し，1957／58年漁期に一時低下したがその後次第に増加しており，漁業が始まった1952／53年漁期以後の傾向を概括すれば，やはり次第にカナガシラ資源に対する強度が増加していることがうかがえる．有効努力量は，その名の示すとおり，操業海域の偏りをなくす意味で理論的には有効な値ではあるが，いくつかの欠点は免れない．その一つは1網平均漁獲量で魚群密度を代表させる時の精度の問題であり，また一つには有漁漁区数で魚群分布の範囲を，つまり魚群に対する漁獲努力のかかる範囲を規制することも問題である．そこで，漁獲量が100箱（約2.5トン）以上であった農林漁区のひき網数を集計して，有効努力量と対比させた．これらの漁区での漁獲量はカナガシラ全体の99～90%を占めているから，これ以外の漁区でのひき網数はカナガシラにとってはほとんど影響がないといってもよいであろう．このひき網数の年変化は有効努力量と非常によく一致している．この両者の変動傾向からみて，カナガシラ資源に対する漁獲強度が次第に増加していることは間違いないところと推察される．

4. 資源量と漁獲努力量との関係

前項で述べたように，カナガシラの資源密度指数は年々減少し，これに対して有効漁獲努力量は増加傾向にあった．両者の関係をみるためにある漁期年の資源密度指数をその前漁期年の有効努力量に対応させて図示すると Fig. 4* のようになる．漁獲強度が高められるにしたがって資源密度指数は急速に減少しているが，有効ひき網数が10万回を越すと減少の傾向はゆるやかとなり，資源は比較的安定してくるように思われる．しかし，この状態は資源が非常に減衰した状態であって，漁業資源としてはほとんど意味のない状態に近いともいえよう．

このように資源密度指数と有効努力量との間にみられる関係が果たして意義のあるものかどうか，つまり

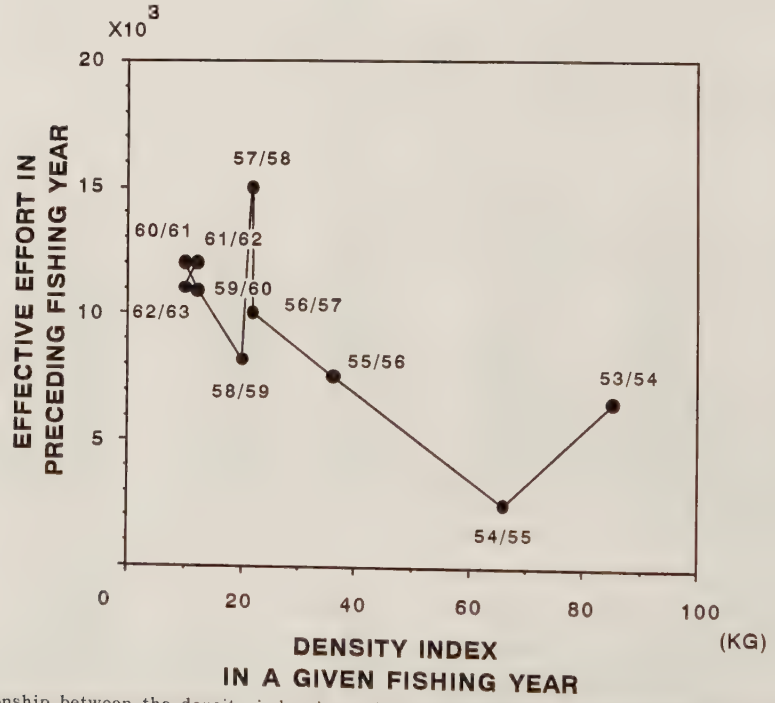


Fig. 4 Relationship between the density index in a given fishing year and the effective effort in the preceding fishing year.

*再作図

資源量が漁獲強度の増加によって減少したものかどうかについて慎重に考慮する必要があろう．ここでとくに問題になるのは漁具の漁獲効率である．はじめに述べたように，カナガシラの漁場はコウライエビ・マダイなどの漁場とほとんど重なり合っており，とくに最近では冬に黄海北部で操業する漁船はすべてコウライエビを対象としているといっても差支えない．したがって，漁具もコウライエビに合ったように，つまり網口を高くしてかつ離底びきが行われるようになった．カナガシラの生態について詳しくわかっていないが，

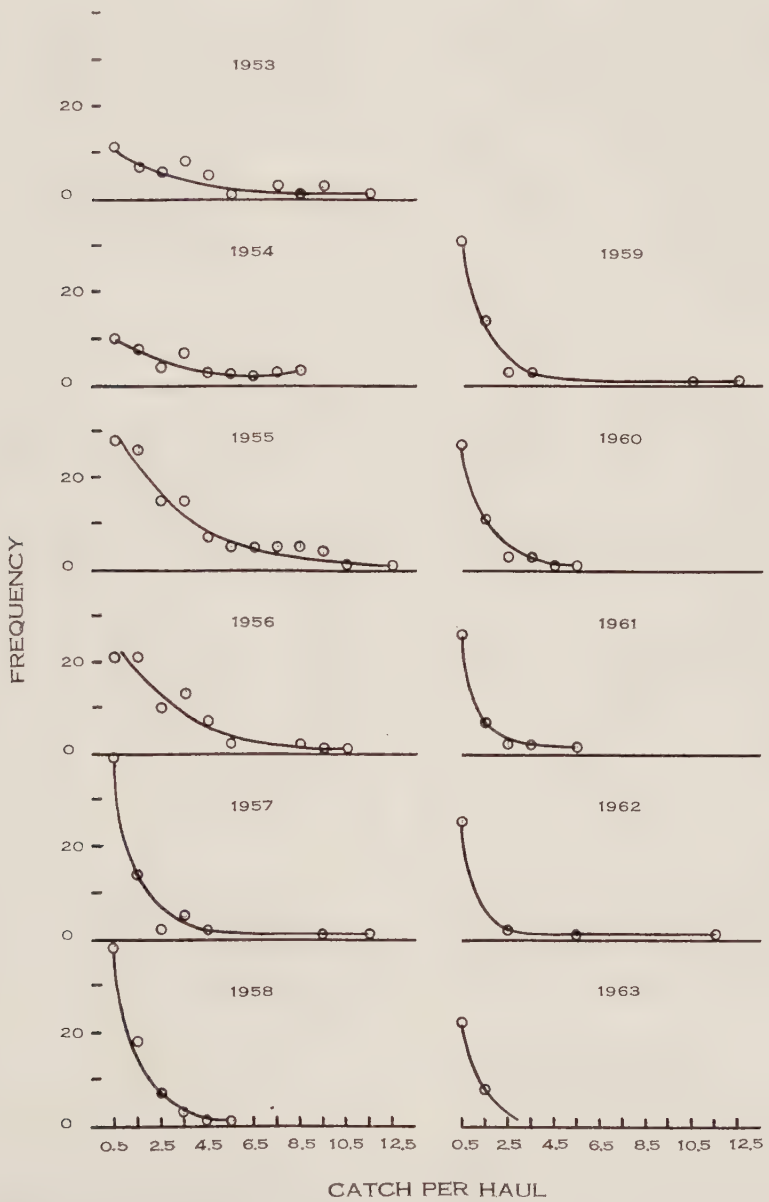


Fig. 5 Frequency curves of the mean catches per haul of sea robin. Data are from 30′ lat.×30′ long. areas (cf. Fig. 1) from 1953 to 1963.

きわめて海底に近く生息していると思われるので，上記のような漁具の変化は当然1網平均漁獲量の減少となり，したがって資源密度指数の減少となるはずである．一方，有効努力量は前述のように漁獲量を資源密度指数で除した値であるから，漁具の性能の変化による影響をあまり受けないことになり，このため Fig. 4 に示したように傾向が強く表われることも考えられる．

しかし，資源密度指数の減少は池田（1962）が示したコウライエビの漁獲の増加率に比較してもとくに著しいから，漁具の選択性による影響はあるとしても，やはりカナガシラ資源は減衰しており，その原因は漁獲強度の増加によるところが大きいものと想像される．

5. 1網平均漁獲量の分布型

能勢（1963）は資源縮小の目安の一つとして単位漁獲量の分布型が正規型から対数正規型または指数型に移行することをあげている．カナガシラについて農林漁区別に計算された1網平均漁獲量の分布型を Fig. 5 に示した．なお，この図は盛漁期である1～3月の値のみによって描いたもので，また1網平均漁獲量が0.5箱未満のものを除いた．正規型と思われる分布型はみられないが，分布曲線の傾斜は年とともに大きくなっている．ここで述べた1網平均漁獲量はすでに平均された値の分布であって離散型として取り扱うことはできないので，厳密な意味では能勢の場合と異なるが，分布型の変化傾向としては大体一致している．したがって，1網平均漁獲量の分布型の変化からみても，カナガシラ資源が次第に減衰しつつあることはほぼ間違いない事実のように思われる．

要　　約

黄海に生息しているカナガシラについて漁獲統計資料による分析を行った．

カナガシラは毎年秋10月ごろになると渤海・海州湾・朝鮮西岸から黄海漁場に来遊・越冬し，翌年4～5月に再び産卵場，あるいはその付近の成育場に向かって漁場を去るものと思われる．

漁獲量，資源密度指数の年変化をみると，1952年ごろに漁業が再開されてから急激に減少し，最近では当初に比べて漁獲量で1/3，資源密度指数では1/8以下になっている．一方，有効努力量は逆に次第に上昇している．これらの点からカナガシラの資源量は減衰しており，その原因は漁獲強度の増加にあると考えられた．また，漁区別1網平均漁獲量の分布型をみると，当初から指数型に近い傾向をもってはいるが，次第に傾斜が大きくなり，この点からもカナガシラ資源は減衰に向かっているものと考えられた．

網目との関係から資源保護のためには漁獲量の減少を必要とする．

引　用　文　献

池田郁夫　1962　黄海におけるコウライエビの漁況について．本誌，(27)，1-24.

笠原　昊　1948　支那東海黄海の底曳網漁業とその資源．日本水産株式会社研究所報告(3)，1-194.

木部崎修　1960　東海・黄海漁場の底魚資源構造とその管理のための基礎的研究．東海・黄海における底魚資源の研究(5)，1-212，西海水研．

能勢幸雄　1963　経験的・統計的方法．「水産資源の診断に関する研究」(吉原友吉編)，昭和35—37年度農林漁業試験研究費補助金による研究報告書．17-28，東水大．

岡田立三郎　1957　分布域と回遊及び漁期，漁場．東海・黄海における底魚資源の研究(4)，32-50，西海水研．

真道重明　1951　東海産カナガシラ類の資源に関する研究，(I)東海産カナガシラ属の種に就いて．日水誌，**17**(3)，1-8.

——　1960　東海におけるレンコダイ資源の研究．本誌，(20)，1-198.

田中昌一　1957　資源量の相対指数と有効漁獲努力量．東水研研報，(17)，1-13.

西水研研報 第72号 平成6年12月
Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., No. 72, December 1994

春季の東シナ海北緯31°30′線における カタクチイワシ卵・仔魚の分布と水系区分

槌谷　容子*・井関　和夫*・小笹　悦二*

Springtime Distribution and Abundance of Anchovy Eggs and Larvae Related to the Water Type Along the 31.5°N Line in the East China Sea

Yoko TSUCHIYA*, Kazuo ISEKI* and Etsuji KOZASA*

ABSTRACT

Distribution and abundance of eggs and larvae of the Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) were investigated in connection with environmental conditions in the East China Sea. Samples were collected in May, 1983 to 1990 (no data collected in 1984, 1987) during the R/V Yoko-maru cruise at 15 stations along the 31.5°N transect.

To clarify the influence of oceanographic conditions, a T-S diagram was constructed from the data collected in May 1990. In the oceanic zone, warm and saline water was detected. Much of the continental shelf area was characterized by low salinity water, and the Changjiang plume intruded into the surface layer of the westernmost station.

Throughout the 6-years of observations in May, Japanese anchovy eggs and larvae were the most abundant species sampled, comprising of 99 and 94% of the total fish eggs and larvae caught, respectively. They were classified into two groups according to the relationship between the high abundance and the T-S data. One group, which was characterized by a high concentration of anchovy eggs and larvae, and low salinity and high turbidity was found at the frontal zone of the Changjiang plume. The other group was characterized by higher salinity and temperature was observed in the offshore areas of Kyushu.

平成6年12月21日受理 (Received December 21, 1994)
西海区水産研究所業績第501号 (Contribution from Seikai National Fisheries Research Institute, No. 501)
*西海区水産研究所 〒850 長崎市国分町 49 (Seikai National Fisheries Research Institute, 49 Kokubu-machi, Nagasaki 850, Japan)

はじめに

東シナ海・黄海は生物生産性が高く600種を越える魚類が生息し（大滝，1980），これらの多くが産卵・生育場としている．1991年にはこの海域における日本，中国，韓国の主要漁業国の合計漁獲量は480万トン程度と推定され，これはこの年の世界の海面漁獲量の6％に相当する*．一方，中国の水産科学研究院黄海水産研究所(1990)は，1985～1988年に行った科学魚群探知機による魚群調査に基づいて，この海域に300万トンを越えるカタクチイワシ（*Engraulis japonicus*）資源の存在を報告している．この資源量と先の三国の合計漁獲量の比率を見ると，カタクチイワシが東シナ海・黄海の生物生産を考える上での重要種であることが示唆される．

また，東シナ海には黒潮や中国大陸沿岸水をはじめとする様々な水塊が存在しており（近藤，1985；金子ら，1985），それらの消長に伴う環境条件の変化は，魚類の産卵・初期成育場の形成や卵・稚仔の輸送，生残にも大きな影響を及ぼすものと考えられる（中田，1991）．しかしながら，東シナ海・黄海のカタクチイワシについて，産卵生態，初期減耗などに関する研究は断片的であり，蓄積も少ない．

本研究は，東シナ海における卵・稚仔魚（特にカタクチイワシ）の分布と環境条件との関連を明らかにすることを目的として，春季東シナ海の北緯31°30′線を定線とした卵・稚仔調査を行うとともに，本定線における既発表のデータを取りまとめて考察した．

材料と方法

本研究に用いた春季（5月8～28日）のデータは，東シナ海の北緯31°30′定線上の東経123°から130°までの海域において（Fig. 1），西海区水産研究所調査船「陽光丸」で1983—1990年にかけて各年5月に実施した調査航海により得られたものである．1990年に著者らが得たデータに加えて1983～1989年のデータ（浅見，1984；1986；山下・小笹，1989；1990；1991；槌谷・小笹，1992）もあわせて解析した．1989年以前のデータを使用するにあたり，1984年は4月，1987年は10月に調査が行われたので，この両年のデータは除外した．卵稚仔採集時に実施されたCTD観測（Neil Brown MARK 3B CTD System）から得られた水温・塩分値を用いて，卵・稚仔魚の分布と環境条件との対応を検討した．

卵・稚仔魚の採集は，口径1.3mの稚魚ネットの傾斜曳きで行った．稚魚ネットは円筒円錐型で，網地は1990年は Nytal 52GG（網目幅335μm，側長6.0m）を用いたが，他の5カ年は NGG54（網目幅315μm，側長4.5m）を使用した．曳網は，船速を2ノットに保ち，ワイヤーの繰り出し及び巻き上げ速度は50cm/sec で，水面下50m深からの傾斜曳きとした．ネットの到達水深はネットゾンデを用いて測定し，水深50m以浅の観測点では海底上5～10mの範囲になるように設定した．ネットの濾水量は，デジタル濾水計（General Oceanics Model 2030R）をネットに装着して測定し，採集個体数を濾水量1,000㎥当りに換算したデータの比較検討を行った．

なお補完的なデータとして，1992年5月13日に長江沖合の観測点（北緯31°20′，東経123°30′付近）で漂流ブイ追跡中に実施した多層水平曳きの結果を用い，卵・稚仔魚の鉛直分布を調べた．採集層は6層とし，採集には口径60cmの円筒円錐型ネット（網地 Nytal 52GG），ネット閉鎖装置（General Oceanics Double Trip Mechanism）を用い，網口閉鎖後に回収した．ネットにはデジタル濾水計を装着し，ネットゾンデで曳網水深を確認しながら20分間水平曳きを実施した．

得られた標本は船上で直ちに10％中性ホルマリンで固定した後，研究室に持ち帰り選別・同定と計数を行った．

*:FAO「Yearbook of Fishery Statistics, Catches and Landing 1991」，韓国「Statistical Yearbook of Agriculture Forestry and Fisheries 1991」，日本「漁業養殖業生産統計年報 平成3年」，日中漁業共同委員会交換資料による試算

（西海区水産研究所資源管理部）

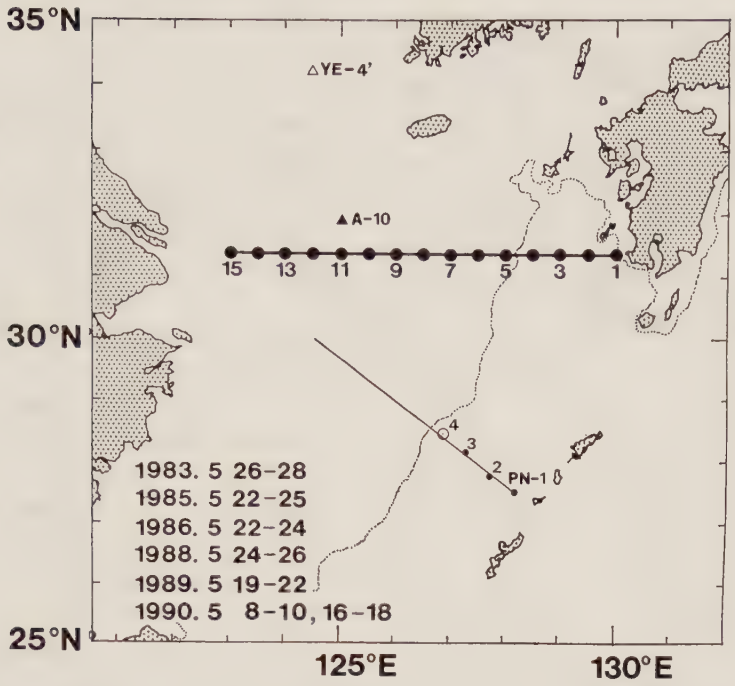


Fig. 1 Location of 15 sampling stations (closed cicles) along the transect in the East China Sea. The figure includes stations (YE-4′, PN-1-4, A-10) referred for the T-S diagram analysis. Year, month and date of samplings in 1983 to 1990 are noted at the left bottom of the figure.

結　　果

1. 水温・塩分の鉛直分布及び T-S ダイアグラムによる水系区分

1990年5月における水温・塩分の鉛直断面分布を Fig. 2 に示す．海盆内の観測定点（以下 Stn. と記す）2から陸棚斜面域の Stn. 4 の50m以浅には20℃以上の高温水が見られた．陸棚上では，Stn. 5 から西に向かうに従い10m以浅の水温は低下傾向を示し，Stn. 13 で14.5℃に達した．しかし，Stn. 14 から Stn. 15 に至る約50kmの間で再び急激に昇温し，最も西寄りの Stn. 15 では19.3℃を示した．一方，Stn. 9 から Stn. 11 の20m以深には，水温13℃以下の低温水が存在した．この陸棚底層における低温水は同時期，当観測線上で例年観測されているものである（山下，1984；1987；山下・小笹，1990；1991）．また長崎海洋気象台の北緯31°55′の定線（A線）における春季（4月），夏季（8月）の観測でも陸棚底層における低温水の存在が確認されており（長崎海洋気象台，1990；1991a；1991b），これは黄海中央冷水の南下張り出しによるものと考えられている（佐原・半沢，1979；近藤，1985；金子ら，1985）．また Stn. 6～7 付近は，水温傾度が急であること，海深が120～140m前後であること，東経127°から128°の範囲に含まれること（上山・松野，1991）から，対馬暖流系水の流路であると考えられる．

塩分は，表面から20m深までは Stn. 1 から Stn. 4，それ以深では Stn. 1 から Stn. 7 にかけて 34.0PSU 以上の高塩分水がみられた．一方陸棚上の水深約100m以浅の観測点は 34.0PSU 以下の低塩分水で覆われていた．特に Stn. 15 の表層には 21.7PSU の低塩分水が存在し，等量線が込んでいることからみて，この付近が長江河川水のフロント域と考えられる．

1990年5月の T-S ダイアグラムを Fig. 3 に示す．東シナ海・黄海における海況変動は，主に黒潮，黄海

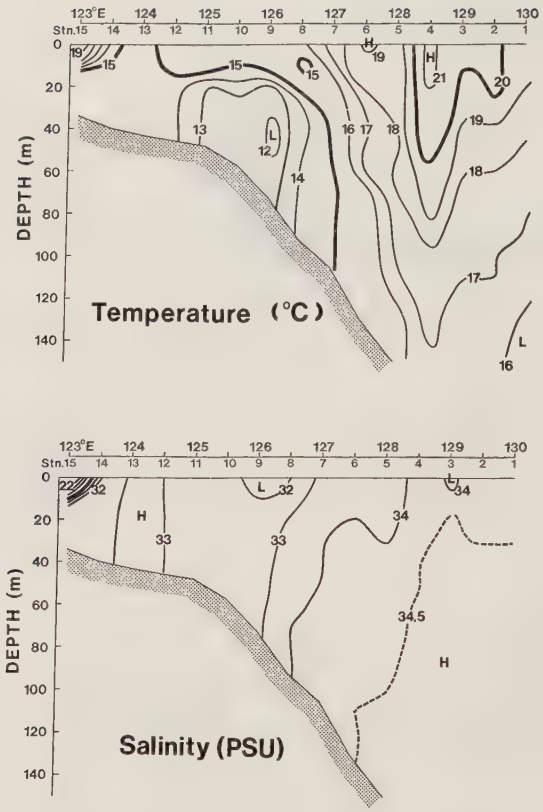


Fig. 2 Temperature and salinity along the transect in May 1990.

中央冷水，中国大陸沿岸水の3者の勢力の消長に左右されることが報告されている（Nitani, 1972；近藤, 1985；金子ら, 1985）．黒潮水系と中国大陸沿岸水系との識別は，これまで長崎海洋気象台の観測定線である PN 線（Fig. 1 参照）での観測資料に基づいて行われており（佐原・半沢, 1979；金子ら, 1985；市川ら, 1979），これらの結果を基準として今回の観測結果との比較を試みた．Fig. 3 に示した曲線は，破線が PN1–3（黒潮水），実線が PN4（黒潮流軸域）の1972～1983年の春季の観測における平均的な T–S ダイアグラムである（金子ら, 1985）．また，黄海中央冷水については，同じく気象台の観測定線である YE 線上の YE–4′（位置は Fig. 1 参照）及び A線上の A–10（南下張り出し部，位置は Fig. 1 参照）の観測結果を参考にした（長崎海洋気象台, 1990）．

T–S ダイアグラムによる解析から，Stn. 1 から Stn. 4（130°～128°30′E）における表～中層の水塊は，黒潮水よりもやや低塩分であり，黒潮流軸の PN4 に類似したパターンが認められた．従って，本観測線上の Stn. 1 から Stn. 4 の水塊は，黒潮水そのものではないものの，黒潮の影響のかなり強い高温・高塩分水（ここでは黒潮系水と呼ぶ）であると推定される．また，表層ではやや低塩分であり，九州西岸の沿岸水の影響を受けている可能性も考えられる．Stn. 5 から Stn. 7（128°～127°E）は陸棚縁辺部に相当し，前述

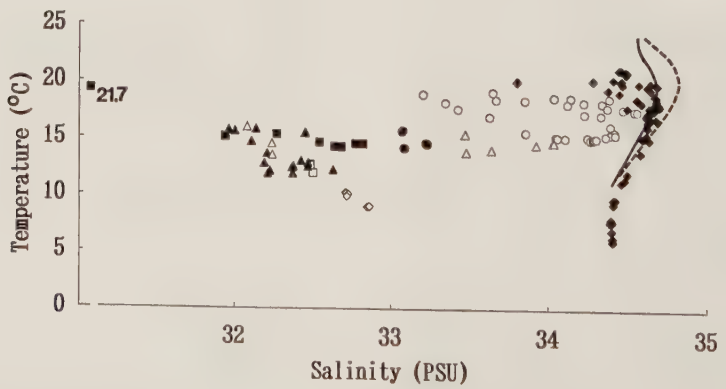


Fig. 3 The T–S diagram constructed from data collected in May 1990. To facilitate analysis, the open square which denotes the Yellow Sea Bottom Cold Water (after Nagasaki Marine Observatory, 1990), and dotted and solid lines whach show standard pattern of PN1–3 and PN4 (after Sahara and Hanzawa, 1979), respectively, are included.

◆ : Stn.1–4 ; ○ : Stn.5–7 ; △ : Stn.8 ; ▲ : Stn.9–11 ; ● : Stn.12,13 ; ■ : Stn.14,15 ; □ ; A–10(Apr.18) ; ◇ : YE–4′(Apr.20)

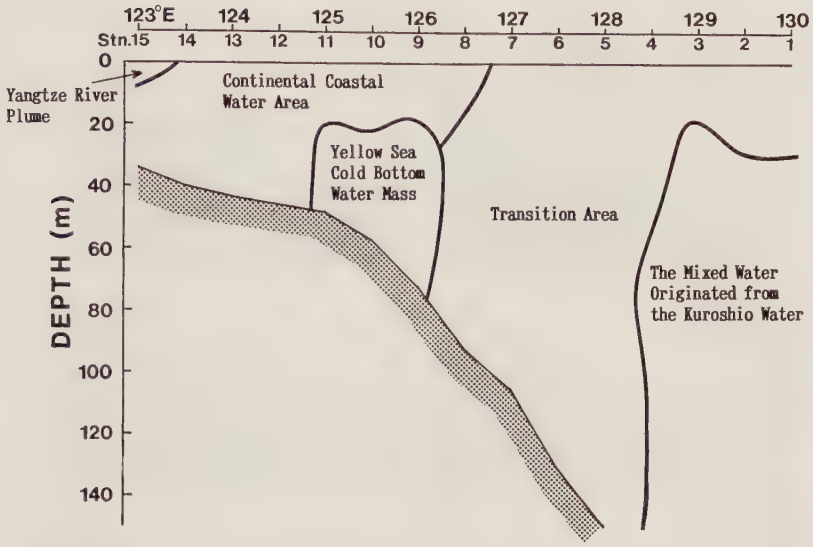


Fig. 4 Schematic diagram showing distribution pattern of different water types along the transect of the East China Sea in May 1990.

のように対馬暖流系水の流路であると推定されるが，その温度・塩分範囲は前述の黒潮系水と後述の中国大陸沿岸水との中間的な値を示した．東シナ海では，一般に陸棚斜面肩部付近を中心とした水域で黒潮水系と陸棚水との混合が盛んであることが報告されており（佐原・半沢，1979），Stn. 5 から Stn. 7 にかけての水域も黒潮系水と中国大陸沿岸水との混合水域になっているものと推定される．

Stn. 8 以西（126°30′～123°E）の陸棚域は，大部分が 33PSU 以下の低塩分水で覆われており，基本的には中国大陸沿岸水に区分されるが，水温・塩分の鉛直断面図（Fig. 2）でもみられたように，Stn. 9 から Stn. 11 の中・底層には黄海中央冷水の南下張り出しによる13℃以下の低温水が認められた．また，Stn. 15（123°E）の表層では長江河川水の影響を示す低塩分水が識別される．

以上の結果から，観測海域における水系区分を Fig. 4 に模式的に示した．長江河川水の影響の強弱は観測年度により若干の変動が認められるものの，これらの水系区分は基本的には1983年から1990年のいずれの調査時においても適用できるものである．

2. 卵・稚仔魚の採集個体数及び種組成

1983年から1990年（1984，1987年を除く）の各年5月の魚卵及び稚仔魚の採集個体数をそれぞれ Fig. 5，Fig. 6 に，また表層の塩分値も Fig. 5 に示した．各年度に採集された魚卵の総個体数は115,000個体／1,000 m³（1990年）～972,000個体／1,000 m³（1986年），稚仔魚の総個体数は16,000個体／1,000 m³（1988年）～99,000個体／1,000 m³（1989年）の範囲であった．

カタクチイワシ卵の主要分布域は Stn. 9（126°E）付近より西側の陸棚上に形成されており，その分布範囲は中国大陸沿岸水の広がりを示すと思われる表層の塩分値とよく対応していた．特に長江沖合の Stn. 15 の表層では，1985年の観測を除いて毎年 30PSU 以下の低塩分水が観測されているが，Stn. 13～15（123°～124°E）の海域では，ほぼ毎年10,000個体／1,000 m³以上の顕著な濃密分布が認められている．また6カ年を通して，最高密度は約544,000個体／1,000 m³（1986年 Stn. 15）であり，この年には 30PSU 以下の低塩分水の張り出しが Stn. 13 にまで及んでいた．一方，九州西岸の Stn. 1（130°E）でも年によってカタクチイワシ卵の出現が認められたが，長江沖合と比べると2桁以上低い分布密度であった（1983年は例外的にほぼ同じレベルであった）．

カタクチイワシの稚仔については，採集された個体はすべて仔魚期の個体であった．分布域は，卵のそれと比較してやや広範囲に及ぶものの，長江沖合での採

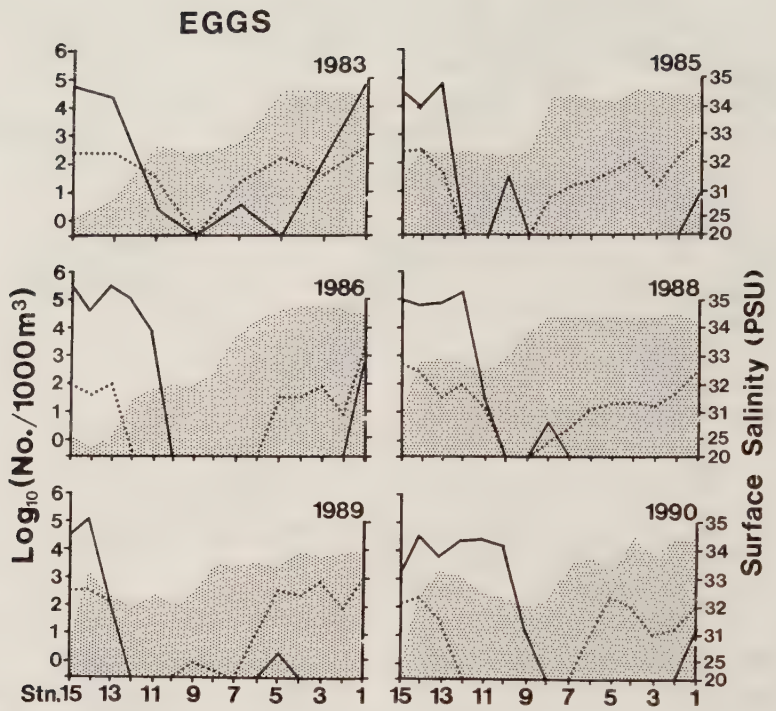


Fig. 5 Changes in the surface salinity and abundance of fish eggs (individuals per 1000m³) across 15 stations in May, 1983 to 1990 (no data in 1984, 1987).
▒ : Surface salinity ; —— : Anchovy ; ···· : Other fishes

集数が最も多く，九州沖合でもほぼ毎年まとまって採集された．Stn. 7 周辺の混合水域では採集数は年変動が大きく，前述の 2 つの水域と比べると少ない傾向が認められた．最高密度は約69,000個体／1,000 m³ (1989年 Stn. 15) であった．

その他の種類の魚卵についても基本的にはカタクチイワシ卵と同様の傾向が認められ，長江沖合 (Stn. 13 以西) 及び九州沖合 (Stn. 5 以東) で採集数が多かった．稚仔魚では年変動が大きく，はっきりとした傾向は認められなかった．1990年に採集された主要な魚卵・稚仔魚の種類組成を Fig. 7 に示した．優占種であるカタクチイワシの他に，卵ではヒメ (*Aulopus japonics*)，エソ科 (Synodontidae sp.)，タチウオ (*Trichiurus lepturus*) その他の数種類が同定されたものの，九州沖合では多種類が出現し，同定不可能な種類も多かった．稚仔魚ではウルメイワシ (*Etrumeus teres*)，ハダカイワシ属 (*Diaphus* sp.)，アラハダカ (*Myctophum asperum*)，サバ属 (*Scomber* sp.)，タチウオ，ハゼ科 (Gobiidae sp.)，ウシノシタ科 (Cynoglssidae sp.) 等が採集された．水域別に見ると，黒潮系水域を含む Stn. 1 から Stn. 5 では卵・稚仔魚とも多様な種が出現し，特に稚仔魚では黒潮の指標種と思われるアラハダカやその他のハダカイワシ属も採集された．混合水域と大陸沿岸水域の境界に相当する Stn. 7 と Stn. 8 では魚卵は全く採集されず，ハゼ科稚仔魚が少数採集されたのみであった．また，Stn. 10 から Stn. 15 にかけての陸棚域では，卵・稚仔魚ともそのほとんどがカタクチイワシであり，本種がこの海域を覆う中国大陸沿岸水系における卵・稚仔魚相の卓越種であった．また，観測海域全体を通算して見た場合，魚卵・稚仔魚の採集数には年変動が認められるものの，採集総数に占めるカタクチイワシ卵・仔魚の割合は，それぞれ99.08±0.78%，94.35±2.66%（6 カ年の平均±標準偏差）であり，本種が春季に観測海域に出現する卵・稚仔魚相の最優占種であることが判明した．

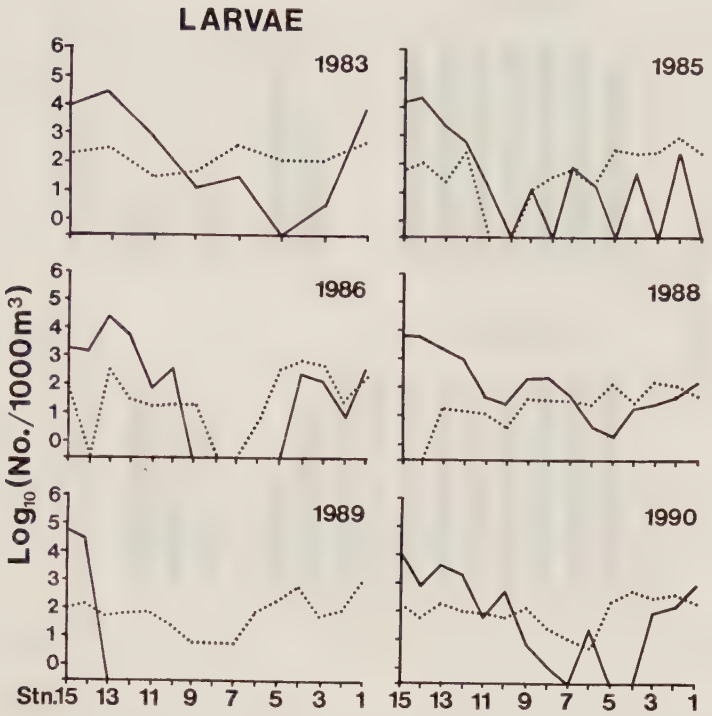


Fig. 6 Changes in the abundance of fish larvae (individuals per 1000m³) across 15 stations in May, 1983 to 1990 (no data in 1984, 1987). —— :Anchovy ; ···· : Other fishes

考　　察

本研究によって，東シナ海の北緯31°30′線に沿った海域において，カタクチイワシが春季における卵・稚仔魚相の優占種であること，本種の卵・仔魚の採集数は陸棚上の大陸沿岸水域で最も多く，九州西岸でもやや多い年も見られるもののこれらに挟まれた混合水域では少ないことが明らかとなった．

1990年の観測結果を例に，卵・仔魚の高密度分布が認められた中国大陸沿岸水域における卵と仔魚の採集総数を比較すると，仔魚（23,756個体）の採集数が卵（113,974個体）より1桁少ない．これは畔田（1981）が閉鎖系海域で報告した両者の量比とほぼ一致している．また仔魚はほとんどが全長10㎜以下の小型個体であり，その多くが孵化後1週間以内（畔田，1981）と推定される．これらの結果から，長江沖合を中心とした中国大陸沿岸水域では，観測が産卵盛期に行われたものと考えられる．一方，九州西岸では，卵は最も岸寄りの Stn. 1 でわずかに採集されたのみであるが，仔魚は黒潮系水域で広く採集され，全長10㎜以上の大型個体の割合も高かった．また，ここでは卵（21個体）の採集数に比べ仔魚（1,189個体）が圧倒的に多かった．これは，九州西岸域におけるカタクチイワシ春生まれ群の産卵盛期が3～4月（小川，1990）であるのに対し，調査が5月に実施されているためと考えられる．また混合水域で採集数が少ない理由としては，この水域が産卵水域ではないこと，さらに対馬暖流の存在により浮遊生物にとって拡散する場となっていることの両方が考えられる．

楊ら（1990）は，北緯30°30′と同32°，東経121°と同124°で囲まれた長江沖合における周年の卵・稚仔調査に基づいて，この海域のカタクチイワシ卵・稚仔の

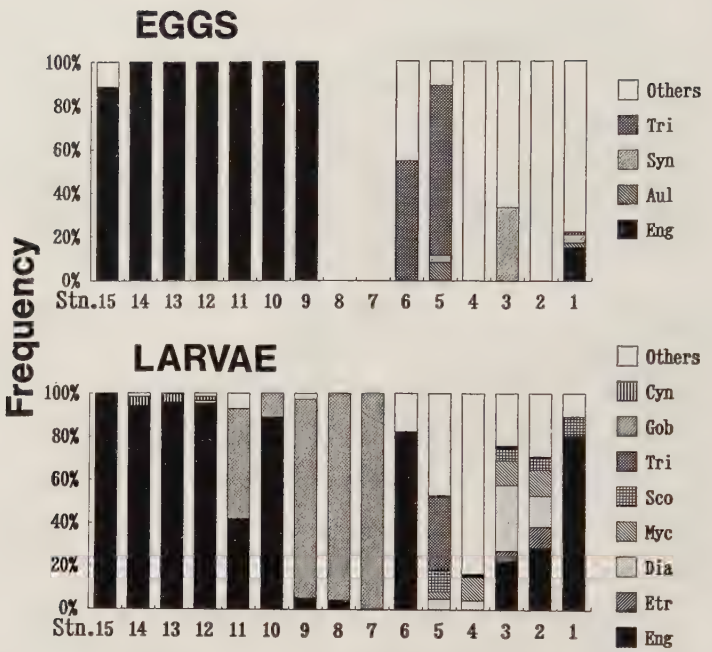


Fig. 7 Species composition (%) of fish eggs and fish larvae collected at 15 stations in May 1990.
Eng : *Engraulis japonics*, Etr : *Etrumeus teres*, Aul : *Aulopus japonics*, Syn : Synodontidae sp., Sco : *Scomber* sp., Tri : *Trichiurus lepturus*, Dia : *Diaphus* sp. Myc : *Myctophum asperum*, Gob : Gobiidae sp., Cyn : Cynoglossidae sp.

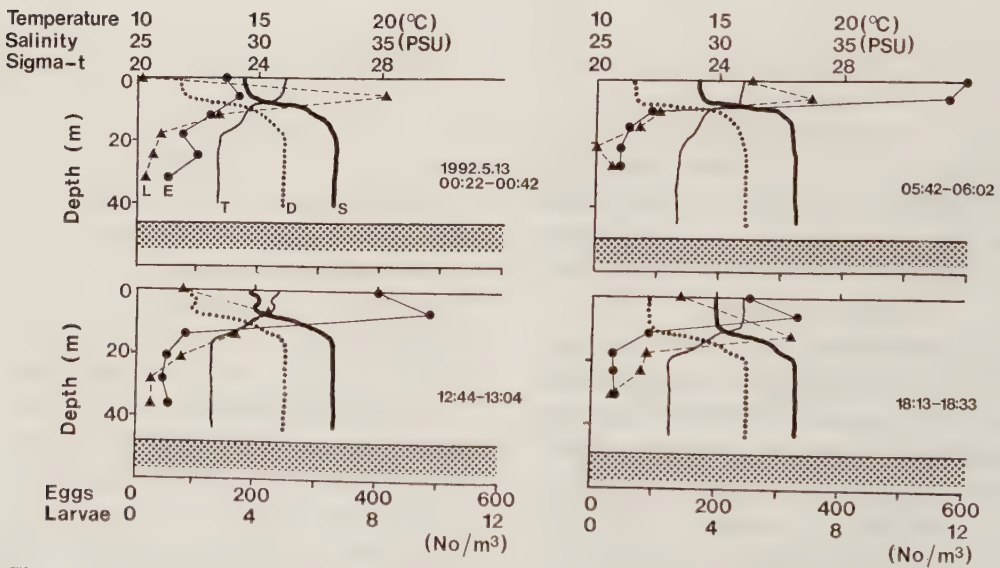


Fig. 8 Vertical distribution of water temperature (T), salinity (S), sigma-t (D), anchovy eggs (E), and larvae (L) at the offshore area of Yangtze River in May 1992.

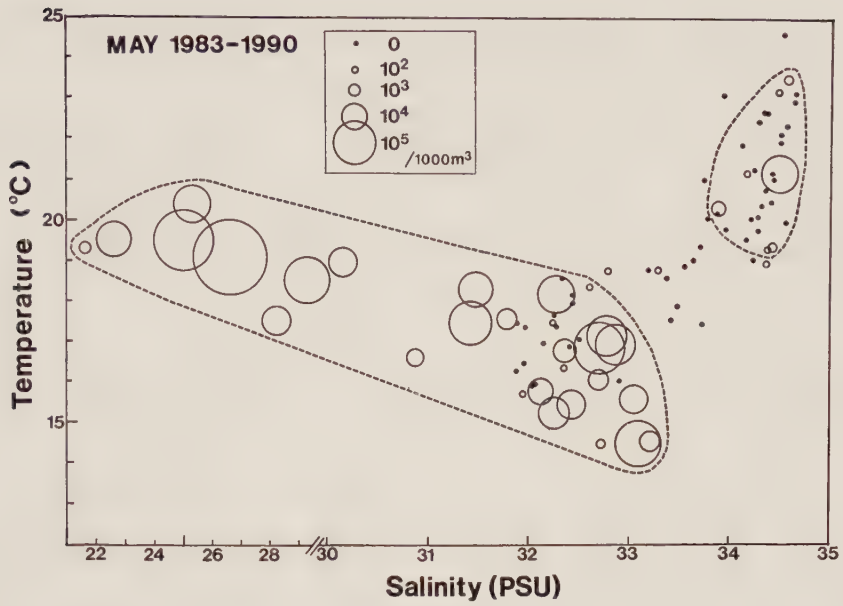


Fig. 9 Abundance of anchovy eggs in relation to temperature salinity at the surfacebased on the data collected at 15 stations in May, 1983 to 1990.

出現時期が，それぞれ4～10月（5～6月が盛期），4～12月と長期間にわたり，特に，春季から夏季にかけてカタクチイワシが卵・稚仔魚相の優占種となることを報告しており，このことは本研究結果とも一致している．また，長江沖合のカタクチイワシの主産卵場は東経122°30′以東の上部陸棚域とされており，ここでの産卵域を規定する主な要因として，①長江河口沖合の地理条件（水深25～35m以深で産卵する），②長江河川水の流出量，③黒潮・黄海冷水等の沖合水の張り出しの強弱が挙げられている（呉，1989）．河口域では，6月に入ると河川水流入量の増加に伴い，塩分低下（10～15PSU），水温上昇（>26℃），透明度の低下が著しくなるため，産卵場が沖合側に移動する傾向があることも示唆されている（呉，1989）．これらのことから，カタクチイワシの産卵・初期成育場の形成と水温・塩分の環境条件に強い関連性があることが推察される．

Fig. 8 は，長江沖合の北緯31°20′，東経123°30′付近におけるカタクチイワシ卵の鉛直分布，並びに水温・塩分と密度の鉛直プロファイルを示す．Fig. 8 より，本種の卵は密度躍層（約10m）より上層に分布の中心を持つことが明らかとなった．九州西岸におけるカタクチイワシの鉛直分布に関する知見はないが，神奈川県沖合における調査結果（中田・今井，1981）等からも，本種の卵が表層に多く分布することは明らかである．以上の理由により，6カ年の観測結果をとりまとめ，表層の水温・塩分とカタクチイワシ卵分布との関連を Fig. 9 に示した．

Fig. 9 においても，前述の大陸沿岸水域と九州西岸の両産卵場は明確に区別される．そこで，カタクチイワシ卵の高密度分布域における水温・塩分の環境条件について，特に両分布域の差異に注目して検討した．5月の観測海域表面の環境条件は水温が14.5～24.6℃，塩分が 21.66～34.64PSU の範囲にあり，このうち長江沖合のカタクチイワシ卵の高密度分布域（10,000個体／1,000㎥以上）の水温は14.5～20.4℃，塩分は 21.66～33.09PSU の範囲にあった．一方，九州西岸沖合の卵の高密度分布域は，水温が21.2℃，塩分が 34.49PSU であった．従って，長江沖合域の産卵場は，九州西岸沖合のそれと比較して低温かつ低塩分であり，両産卵場の環境条件に顕著な違いが認められた．Table 1 は，中国近海（東シナ海）及び日本近海におけるカタクチイワシ卵の分布域の環境条件について，本報の結果と過去の結果（張ら，1985；呉，

Table 1. Comparison of environmental conditions between the spawning grounds of anchovy in Chinese coastal waters and Japanese coastal waters as judged by the occurrence and abundance of its eggs and larvae 1) : Zhang et al. (1985) ; 2) : Wu (1989) ; 3) : Yang et al. (1990) ; 4) : After Japan Fisheries Resource Conservation Association (1983).

	Chinese Coastal Water Area				Japanese Coastal Water Area			
	Surface Temperature (℃)	Surface Salinity (PSU)	Transparency (m)		Surface Temperature (℃)	Surface Salinity (PSU)	Transparency (m)	
Previous studies								
Occurrence (all seasons)	11-30	6.3-34.5	0.1-12	1),2),3)	10-31.5	16.4-35.2	—	4)
Relative abundance (all seasons)	17-24.5	22.5-30.5	2-8	2),3)	13-29	31.6-34.9	—	4)
Occurrence (May)	14-21	18.9-32.6	0.1-12	2)				
Relative abundance (May)	17-19	28-29		2)				
This study (1983-1990)								
Occurrence of eggs	14.5-20.4	21.7-33.2	4-16		19.3-23.5	33.8-34.6	14-24	
High egg density areas*	14.5-20.4	22.7-33.1	5-13		21.2	34.5	15	

*:>10,000 ind./1000m^3

1989；楊ら，1990；日本水産資源保護協会，1983）を比較したものである．なお，ここで区分した最適条件とは，中国の文献では卵の主要分布域もしくは密集域，日本の過去の文献では孵化期におけるカタクチイワシの最適水温・塩分に相当する．本研究では，これに対応する値として高密度域（10,000個体／1,000 m^{3}以上）の範囲を示した．中国の文献による主要分布域や密集域における卵の分布密度上の定義は不明である．また，中国近海におけるカタクチイワシ卵の出現期は4～10月であり（呉，1989），九州沿岸ではほぼ周年にわたって産卵が行われている（小川，1990）．Table 1 から，中国近海及び日本近海における周年にわたる卵分布域の水温は，それぞれ11～30℃（最適条件下では17～24.5℃，以下同じ），10～31.5℃（最適：13～29℃）でほぼ同じ範囲にあるとみられる．しかし，塩分についてみると，中国近海で6.3～34.5PSU（最適：22.5～30.5PSU），日本近海で16.4～35.2PSU（最適：31.6～34.9PSU）を示し，前者の海域はかなり低塩分であることがわかる．この低塩分水は，高い濁度を伴った長江河川水に起因しており，このことは Table 1 に示したように，中国近海の産卵場における透明度が，日本近海（九州西岸）のそれよりかなり低いことからもうなずける．

以上のことから，本報告の調査時期である5月に限らずほぼ周年にわたって，中国近海のカタクチイワシの主産卵場が日本近海のそれと比べてかなり低塩分環境下にあること，これは長江河川水張り出しに起因しており，密度躍層の形成が分布を規定している可能性があることが示唆された．今後は，両産卵場のこのような環境条件の違いが卵・仔魚の餌条件や生残などの初期減耗過程にどのように関わっているのかを明らかにすることが必要であると思われる．

謝　辞

本稿をまとめるに当たり，御校閲下さった西海区水産研究所池田勉海洋環境部長，貴重な御意見を頂いた小西芳信浮魚資源生態研究室長および海洋動態研究室加藤修研究員に感謝の意を表します．また，調査に御協力頂いた西海区水産研究所調査船「陽光丸」の船長はじめ乗組員の方々に感謝致します．

文　献

浅見忠彦　1984：東シナ海における魚卵・稚仔の現存量及び生産量の把握．黒潮の開発利用の調査研究成果報告書（その7），275-293.

浅見忠彦　1986：東シナ海における魚卵・稚仔の現存量及び生産量の把握．黒潮の開発利用の調査研究成果報告書（その9），332-341.

畔田正格　1981：初期減耗研究の方法論について—カタクチイワシの初期生態の研究から—．漁業資源研究会議報，**22**，7-28．

中国水産科学研究院黄海水産研究所　1990：黄，東海鰮魚及其他経済魚類資源声学評估的調査研究．海洋水産研究，**11**，18-42．

市川　洋・高橋淳雄・前田明夫　1979：陸棚縁辺部の海洋構造．水産海洋研究会報，**43**，21-26．

金子郁雄・高野芳孝・中野敏也・浦島達郎　1985：KB 線でみた東シナ海の海況季節変化—II（大陸棚上の水塊構造）．黒潮の開発利用の調査研究成果報告書（その 8），96-111．

近藤正人　1985：東シナ海・黄海漁場の海況に関する研究—I．50 m深及び底層における平均水温・塩分の分布．西水研研報，**62**，19-66．

中田尚宏・今井千文　1981：神奈川県城ケ島沖における魚卵・仔魚の垂直分布について．神奈川県水試研報，**3**，19-28．

中田英昭　1991：仔稚魚の輸送・生残・加入にかかわる沿岸海洋過程．沿岸海洋研究ノート，**28**(2)，195-220．

長崎海洋気象台　1990：海洋速報，137，33-38．

長崎海洋気象台　1991a：海洋速報，141，27-28．

長崎海洋気象台　1991b：海洋速報，142，24-26．

日本水産資源保護協会　1983：環境条件が魚介類に与える影響に関する主要要因の整理．499pp．

NITANI, H.　1972：Beginning of the Kuroshio. In, Kuroshio, eds. H. Stommel and K. Yoshida, Univ. of Washington Press, Seattle, WA, pp. 95-128.

小川信次　1990：最近の九州西方海域及び東シナ海・黄海における漁業資源動向（カタクチイワシ）．最近の我が国周辺海域における漁業資源動向（平成 2 年度版），266-267，水産庁研究部資源課．

大滝英夫　1980：東海・黄海の漁場特性．「底魚資源」（青山恒雄編），新水産学全集10，123-126，恒星社厚生閣，東京．

佐原　勉・半沢洋一　1979：東シナ海の水系分布．海と空，**54**(4)，135-148．

椢谷容子・小笹悦二　1992：1990年 5 月の東シナ海中部海域における魚卵・稚仔魚の分布，特にカタクチイワシについて．平成 2 年度黒潮の開発利用調査研究成果報告書，175-181．

上山治大・松野　健　1991：九州西方海域における黒潮と対馬暖流の流路について．1991年度日本海洋学会春季大会講演要旨集，54-55．

呉光宗　1989：長江口海区鰮魚和康氏小公魚魚卵和仔，稚魚分布的生態特征．海洋与湖沼，**20**(3)，217-229．

山下秀夫　1984：東シナ海中部の環境特性と魚類・底生生物の分布．黒潮の開発利用の調査研究成果報告書（その 7），243-252．

山下秀夫　1987：水温・塩分・浸透圧の分布からみた環境特性．黒潮の開発利用調査研究（第II期）成果報告書（その 1），254-258．

山下秀夫・小笹悦二　1989：東シナ海における魚卵・稚仔魚の現存量及び生産量の把握．昭和62年度黒潮の開発利用調査研究成果報告書，328-331．

山下秀夫・小笹悦二　1990：東シナ海における魚卵・稚仔魚の現存量及び生産量の把握．昭和63年度黒潮の開発利用調査研究成果報告書，263-272．

山下秀夫・小笹悦二　1991：1989年 5 月における東シナ海中部海域の海況とプランクトン・魚卵・稚仔魚の分布．平成元年度黒潮の開発利用調査研究成果報告書，225-230．

楊東莱・呉光宗・孫継仁　1990：長江口及其隣近海区的浮性魚卵和仔稚魚的生態研究．海洋与湖沼，**21**(4)，346-355．

張仁齊・陸穂芬・趙傳綱・陳蓮芳・蔵増嘉・姜言偉　1985：鰮魚 *Engraulis japonicus* Temminck & Schlegel. 中国近海魚卵与仔魚，pp 27-28．

西水研研報 第72号 平成6年12月
Bull Seikai Natl. Fish. Res. Inst., No. 72, December 1994

超音波発信器によるクロアワビの追跡

清本 節夫*・山崎 誠**・梅沢 敏*

Tracking the Disc Abalone, *Haliotis discus discus*, by Using an Ultrasonic Transmitter

Setuo KIYOMOTO*, Makoto YAMASAKI** and Satoshi UMEZAWA*

ABSTRACT

Because of cryptic habitats of the disc abalone, *Haliotis discus discus*, it is difficult to trace individual abalone in the field. To overcome this difficulty, we attempted to attach an ultrasonic transmitter to the abalone and tracking them in the field. Their experiments were made in November or December of each 1990, 1991 and 1992 for a period of one week in 1990 and about two weeks in 1991 and 1992. The tracking success after one week from release was 40 to 80% (average 68%). Many abalones were difficult to find visually without the aid of ultrasonic transmitter, because they were in the cracks of rocks and behind the rocks. Most of abalone had moved in an offshore direction, which was probably to be related to the direction of waves, or migration pattern after spawning, as suggested by previous workers.

The range of distances they moved from the releasing points was varied considerably, i.e., 0 meters for 15 days to 20 meters for only one night. As a general trend, abalones tended to hide in dark places, then emerged in lighter places in the course of tracking. Possible effect of handling to attach ultrasonic transmitter to subsequent behavior of abalones is discussed.

クロアワビ *Haliotis discus discus* は，太平洋側では茨城県以南，日本海側では奥尻島以南から，九州までの岩礁域に生息し（奥谷，1986），沿岸漁業における重要な漁獲対象種とされ，禁漁期の設定や漁獲サイズの制限などによる資源管理や種苗放流による資源増殖が広く行われている．クロアワビ資源の管理や増殖を行う場合にその死亡率や移動範囲を知ることは，禁漁区や放流場所などの決定にあたって重要な情報となる．これらを明らかにするために標識放流が行われているが，放流後の発見数が少ないため断片的な知見に

平成6年12月21日受理（Rceived December 21, 1994）
西海区水産研究所業績第502号（Contribution from Seikai National Fisheries Research Institute, No. 502）
*西海区水産研究所 〒850 長崎市国分町49（Seikai National Fisheries Research Institute, Kokubu-machi, Nagasaki 850, Japan）
**東北区水産研空所 〒985 塩釜市新浜町3-27-5（Tohoku National Fisheries Research Institute, Shinhama-cho, Shiogama 985, Japan）

留まっている（平田ら，1983）．また，人工礁において潜水調査により採捕されたクロアワビの割合は，魚礁を引き上げて確認した全個体の1～3割に過ぎないという報告もあり（田内，1981；今井ら，1988），通常の潜水による肉眼観察ではクロアワビの発見が困難であることが分かる．

一方，ヒラメ（柿元ら，1990），サケ（添田ら，1990），マグロ類（小井土・宮部，1990）など移動能力の大きい魚類では，超音波発信器を用いたバイオテレメトリーが行動を把握するための調査法として用いられている．テレメトリーの基本は対象生物の水圏での位置を知ることである（中村，1990）．従って，この方法を用いれば，アワビ類のように肉眼で発見が困難であるものでも高い割合で発見することができ，また，持続的に追跡することにより，移動範囲を明らかにすることができると考えられる．そこで，クロアワビを対象に超音波発信器をつけて放流し，放流後の発見率や移動範囲について調査を行った．

報告に先立ち，本調査に際し多くの便宜を図っていただいた長崎県平戸市獅子漁業協同組合の方々，船上での作業に協力いただいた当所資源増殖部の藤吉栄次氏，潜水調査に協力いただいた中村政昭氏ならびに当所資源増殖部の吉村拓氏に感謝する．本研究の一部は農林水産省農林水産技術会議の生態秩序（バイオコスモス）計画の一環として行ったものである（BCP 94-Ⅳ-D-5）．

材料と方法

用いた超音波発信器は VEMCO 社製の V2B-1L と V2B-2L で，いずれも円筒形であり，直径は8.6㎜，長さはそれぞれ35.8㎜，40.9㎜，空中での重量はそれぞれ5.3ｇ，4.6ｇであり，電池の寿命はどちらもほぼ1週週間である．この発信器を1990年には9個，1991年と1992年には20個ずつ使用した．受信器は VEMCO 社製の VUR-455 を用いた．

クロアワビは調査地において SCUBA 潜水によって採集し，船上で殻長，体重，生殖巣指数（菊地・浮，1974）を測定した後，殻面の付着物を除き，水中ボンド（E380，コニシ株式会社）で超音波発信器を付け，再び採集した場所に戻した．水中ボンドと発信器を含めた空中重量は15～28ｇであり，船上での作業にはほぼ15分を要した．

超音波発信器を付けた後，好天を選んで，1～7日の間隔で追跡調査を行った．調査は90年から92年まで行い，その期間はそれぞれ12月13日から20日まで，11月5日から21日まで，11月17日から12月2日までであった．調査時の水温は各年それぞれ17.1～18.0℃，18.4～18.8℃，18.8～20.0℃であった．

結果

調査は長崎県平戸島西岸の呼崎の地先で行った（Fig. 1）．海底は主に転石と岩盤からなり，岸よりは岩盤で，沖側に向けて徐々に礫帯を交え，水深4～6ｍからは転石帯へと移行し，東側に浅く，西側に深くなっていた．クロアワビは転石の側面や下，岩盤上の溝などで見られた．岩盤上にはアラメ，オオバモクが優占し，転石上にはアラメ，ツルアラメ，モク類や，ウミウチワ，マクサ，オバクサ，ヒメユカリ，カギケノリ等の小型海藻が見られた．

90年の調査では使用した9個の発信器のうち，放流直後に超音波が確認されなかったものが1個あったので，8個体について追跡調査を行った．このときのクロアワビの殻長，性別，成熟度，調査日ごとの前回発見地からの距離と方向を Table 1a に示した．

放流して4日後の12月17日には6個体が，7日後の20日には3個体が発見された．それぞれ発見された個体の放流地点からの距離は，4日後で1.5～3.5ｍ，7日後で1.5～4.9ｍであった（Fig. 2a）．移動の方向は4日後では北西から西方向，次の3日間では放流地点に対して西から西南西方向であった．

91年には11月5日に8個体，6日に2個体に発信器を付けた．その後，11月13日に発見した8個体のうち7個体は発信器を新しいものと交換して再度放流し，11月15日には新しく3個体に発信器を付け放流した

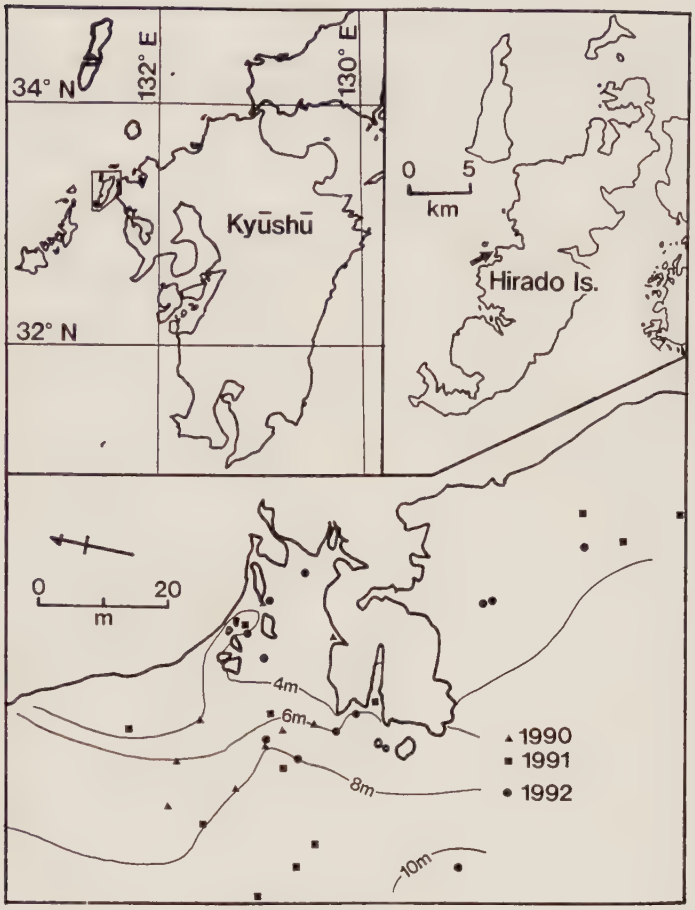


Fig. 1 Map showing releasing points of *Haliotis discus discus* attached ultrasonic transmitter. ▲: 1990, ■: 1991, ●: 1992.

(Table 1b). 11月21日には前者7個体のうちの3個体と後者3個体全てが発見された.

11月5日に放流した8個体は6日には放流地点から0～20mの範囲で, 13日には6～22mの範囲で, 21日には13～28mの範囲で発見された (Fig. 2b). 11月6日に放流した1個体は11月13日には同じ場所で, 11月15日には放流地点から6.5mの地点で見つかった. 11月15日に放流した3個体は11月21日には0～7mの範囲で見つかった. 移動の方向は調査期間を通じて北から南西方向がほとんどであり, 一例だけ東に動いたものがあった.

92年には11月17日に10個体に発信器を付けて放流し, その後, 11月24日に発見できた8個体と新しく2個体に新しい発信器を付けて放流した (Table 1c).

11月17日に放流した10個体は, 18日には0～9mの範囲で, 24日には0～21.5mの範囲で, 12月2日には0～22.5mの範囲で見つかった. 11月24日に放流した2個体は, 12月2日に1個体が2m離れた地点で発見され, 他の1個体は脱落した発信器のみが放流地点で発見された (Fig. 2c).

3年間の調査からそれぞれ約1週間ごとの発見率は, 1990年では37.5%, 1991年では80%と60%, 1992年では80%と80%となり, 3年間の平均では68%であった.

発信器を付けたクロアワビが発見された場所を, 次の3つに区分した.

Table 1. Biological data and the records of tracking *Haliotis discus discus* attached ultrasonic transmitter in three experiments (1990, 1991 and 1992).
Gonad index was after Kikuchi and Uki (1974), and direction (Dir.) and distance (Dis.) of movements are based on the nearest locations confirmed. For sex, F is female, M is male and N is not determined.

a. 1990 Experiment

specimen code	Shell length (mm)	Sex	Gonad Index	12/13	12/17 Dir.	12/17 Dis. (m)	12/20 Dir.	12/20 Dis. (m)
a	127.0	F	1	released	W	2		0
b	151.0	F	1	released	NNW	2.2	SW	2.5
c	114.0	F	1	released	W	2.3	SW	3
d	108.9	N	0	released	W	1.5	lost	
e	128.0	F	2	released	NNW	2.7	lost	
f	116.4	F	2	released	NW	3.5	lost	
g	116.1	M	2	released	lost		lost	
h	136.3	F	1	released	lost		lost	
i	124.0	M	2	released*				

* : Didn't transmit the ultrasonic.

b. 1991 Experiment

specimen code	Shell length (mm)	Sex	Gonad Index	11/5	11/6 Dir.	11/6 Dis. (m)	11/13 Dir.	11/13 Dis. (m)	11/15 Dir.	11/15 Dis. (m)	11/21 Dir.	11/21 Dis. (m)
a	98.5	M	2	released	NW	3.1	ENE	1	W	16	SW	1
b	121.0	M	2	released	NW	13	SW	1.5	lost		SW	1
c	100.0	F	1	released	WNW	20		0	lost		NW	8.5
d	96.5	M	?	released		0	NW	10	E	1*		
e	103.2	F	1	released	NW	6		0	lost		lost	
f	103.0	M	2	released	NNW	3.3	NW	7.1	lost		lost	
g	102.8	F	1	released	SW	13	WSW	10.5	lost		lost	
h	99.2	M	?	released	WNW	4.5	lost					
i	140.5	F	2		released			0	E	6.5	lost	
j	105.5	M	2		released		lost					
k	128.0	F	1						released			0
l	103.0	M	1						released		WSW	4
m	93.4	F	1						released		N	7

* : Died from a wound by a diver.

c. 1992 Expfriment

specimen code	Shell length (mm)	Sex	Gonad Index	11/17	11/18 Dir.	11/18 Dis. (m)	11/24 Dir.	11/24 Dis. (m)	12/2 Dir.	12/2 Dis. (m)
a	122.8	M	2	released		0		0		0
b	104.0	M	2	released		0		0		0
c	102.2	M	1	released		0	WNW	14.5		0
d	126.3	M	2	released		0	N	9	W	3
e	105.7	F	2	released		0	SW	2	SW	4
f	103.3	M	1	released		0	NW	21.5	SW	5
g	92.9	M	2	released		0	W	2	W	12.6
h	101.7	M	2	released		0	WNW	7.6	lost	
i	93.0	F	1	released		0	lost			
j	97.5	F	1	released	NW	9	lost			
k	102.0	M	2				released		SSE	2
l	103.0	M	1				released		lost*	

* : Only transmitter was found out

a：四方を石に囲まれた転石の下など，超音波でのみ発信器の存在を特定でき，肉眼によるクロアワビの確認ができなかった場所 (Fig. 3a)．

b：転石の下や庇のある溝の庇の下など，超音波により場所を特定した後に肉眼でクロアワビを確認した場所 (Fig. 3b)．

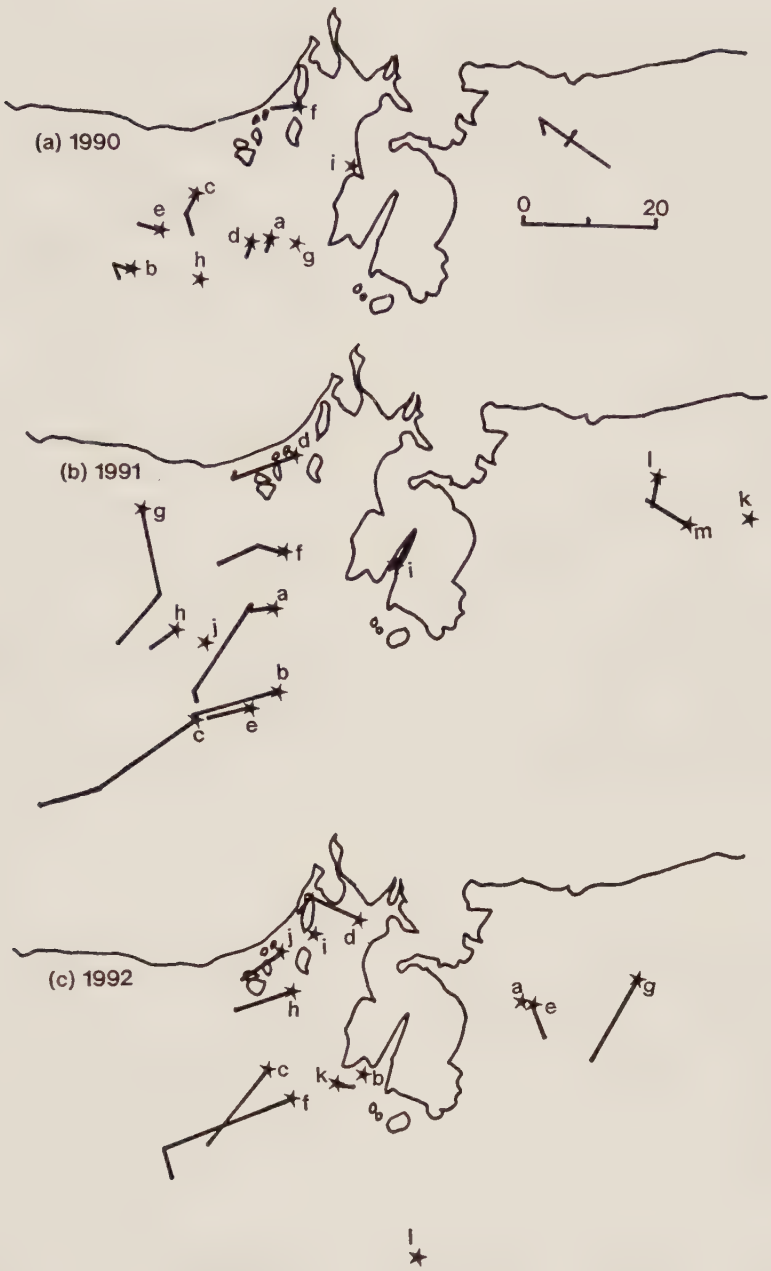


Fig. 2 Tracking records (direction and distance) of abalone attached the transmitter. For specimen codes, see table 1.

c：露天や転石の側面など，超音波で特定する以前に肉眼で確認できた場所（Fig. 3c）。

以上の３つの区分に基づいて，それぞれの調査年に発見したクロアワビの生息場所を整理してみると，90年では延べ発見数９回のうちａが１回，ｂが４回，ｃが４回であった．91年ではすみ場の記録のある14回のう

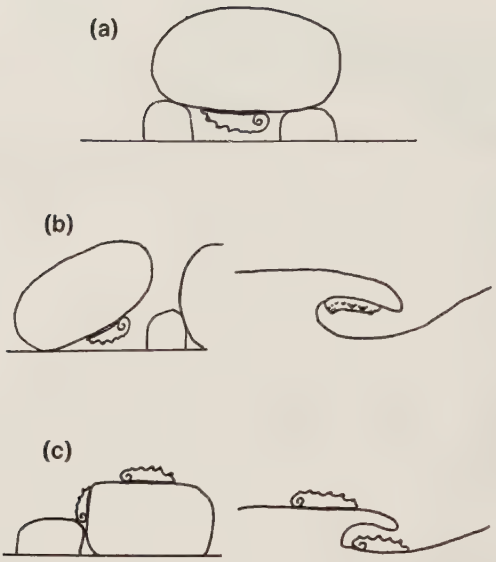


Fig. 3 Schematic representation of habitats of abalone.
a : abalone could not be found without the aid of ultrasonic transmitter.
b : abalone could be found visually with the aid of ultrasonic transmitter.
c : abalone could be found visually without the aid of ulsrasonic transmitter.

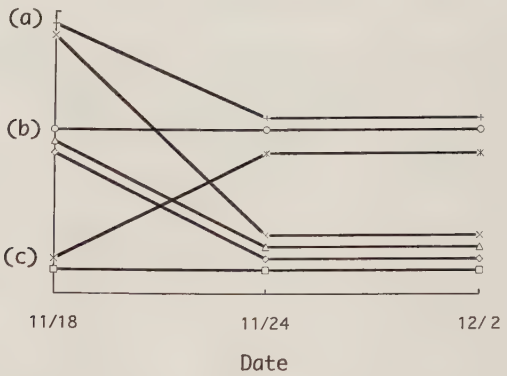


Fig. 4 Temporal changes in habitat of abalone observed in 1992 experiment. For the types of habitat (a, b and c), see Fig. 3.

ちaが3回，bが1回，cが10回であった．92年では延べ発見数26回のうちaが3回，bが11回，cが12回であった（Table 2）．

クロアワビが発見された場所の経日変化を，もっとも発見率の高かった92年に，3回の調査全てで発見できた個体についてみると，放流の翌日にはaが2個体，bが3個体，cが2個体であったのに対して，7日，15日後にはaが0個体，bが3個体，cが4個体となった（Fig. 4）．

考　　察

本報告では，超音波発信器を用いて，クロアワビの放流後の行動を放流直後から2週間にわたって継続して追跡した．各年での総探索回数と発見回数（受信機で特定しただけのものも含む）は Table 2 に示したように90年が16回中9回，91年が36回中25回，92年が30回中26回で，発見率は90年で56%，91年で69%，92年で87%となった．このうち，Fig. 3 に類型化したすみ場のうち，aとbとして示した肉眼による探索だけでは発見が困難なすみ場で発見された割合は，90年が56%，91年が29%，92年が54%となり（Table 2），超

Table 2. The tracking success and the number of *Haliotis discus discus* found in three types (cf. Fig. 3) of habitat.

year	number of tracking	number of tracking success	rate of Success	number of habitats recorded	habitat type and the uumber found			(a+b) / (a+b+c)	tracking success for habitat c*
					a	b	c		
90	16	9	0.563	9	1	4	4	0.556	0.245
91	36	25	0.694	14	3	1	10	0.286	0.496
92	30	26	0.867	26	3	1	12	0.538	0.401

*: (the rate of Success)×(c/(a+b+c))

音波発信器によって発見率が向上した割合は少なくとも30%以上，3年間の平均でも50%近くに上ると考えられる．

これまで，殻長10cm程度の個体について放流直後の発見率を調べた例は少なく，殻長5～10cm程度のクロアワビとメガイアワビ *Haliotis gigantea* の現存量をPetersen 法で調べた際に，5日から16日後の採捕率で5～8%（平田ら，1983）という報告があるだけである．また，魚礁に生息するアワビ類を潜水して肉眼で発見できたものは全て取り上げた例でも，魚礁自体を引き上げて調べた生息アワビの全数と比較して，その発見率は4～5%（田内，1981），4.6～10.6%*,**,***，36.8%（今井ら，1983）で，高い場合でも4割，多くは1割程度といった状況であった．

今回の結果では発見率が56～87%であり，超音波発信器の有効性が実証できたと言える．さらに，これらのうち超音波発信器なしでも発見できたと考えられるcで発見された割合でも25～50%（Table 2）で，これまでの報告よりも高くなっている．これは肉眼のみに頼らず超音波発信器を用いて移動先の範囲を限定することができた結果である．従って，超音波発信器を用いることの効果としては，肉眼では発見しにくいものを発見できるのみでなく，範囲を限定することにより移動の大きな個体の発見を効率良く行うことができる点も指摘できる．

クロアワビの移動方向は，調査を行った年や放流地点の地形・水深の違いにも関わらず，3年を通じてほぼ同様に北から西であった．

これまでの知見では，放流したアワビは外洋から来る大波や流れの方向に並行して移動すること（Clavier and Richard, 1984；Shepherd, 1986）や，内湾において潮汐の方向に移動すること（Clavier and Richard, 1984）が知られている．今回の調査でも，北から西は外洋に面しており，同様のことが指摘できる．また，4月から9月の水深ごとに分布するアワビの月別重量組成の変動から，深層から浅層への移動や，岩礁間の亀裂等から岩表面への移動を推定し，一種の産卵行動とした報告（猪野，1952）がある．長崎県では宇久島のクロアワビの産卵期が10月から12月とされており*，今回の3回の調査はいずれもクロアワビの産卵期後期に当たると考えられ，また，調査に用いた個体は，菊地・浮（1974）による生殖巣指数が1と2のものが多く，放卵・放精直前と考えられる指数3のものは発信器の脱落した1個体のみであった（Table 1）．この結果から放卵・放精のため浅いところに来た個体が，放卵・放精を終え深いところに移動する過程を把握した可能性も指摘できる．しかし，ほぼ同時期に産卵期を持つ（池田ら，1985）メガイアワビを9月初旬に放流した結果で，ほとんどの個体が沖側に向かって移動した例（宇野ら，1972）や，標識放流した殻長3～15cmのクロアワビについて調べた結果で，周年を通じて移動の方向は同水深から深い方に多く，より浅所方向への移動はなかったという例（山川，1989）もあり，産卵行動以外の要因も考えられる．今後更に追跡個体の生殖腺を組織学的に観察し，産卵行動との関連をより正確に把握することや，成熟度の高い段階の個体を系統的に追跡することが重要である．

移動距離に関しては，"なしろ"（アワビが集中してすみついている場所）にすむ個体を，主要な活動時間帯である夜間に30分から3時間おきに観察した結果，すみ場を離れた個体は見られなかった（野中ら，1969b）という報告や，殻長10.5cm以下で放流され，その後100日以上経過した個体を観察し，その2日後の調査で半数以上が発見された場所から1m以内に留まり，全個体が8m以内で発見された（山川，1989）という報告がある．また，クロアワビを標識放流した後，2カ月ごとに追跡調査を行った例では，11～12月には殻長8～11cmの個体で1日あたりの平均移動距離は0.2m，殻長11～13cmの個体で0.4mであった（山川，1989）という報告がある．今回の結果では1週間後で最大23.0m，平均6.4mであったので，1日あたりの平均移動距離は0.9mとなり，山川の11～12月の値の2倍以上であった．クロアワビでは標識放流後のハンドリングの影響によって，個体が異常な行動を示すことが知られている（井上ら，1993）．放流日数と移動距離との関係でも，放流の翌日に放流点から20m

*神奈川県水産試験場　1986：放流漁場高度利用技術開発事業（アワビ類）昭和60年度放流技術開発事業報告書．1-38.
**神奈川県水産試験場　1987：放流漁場高度利用技術開発事業（アワビ類）昭和61年度放流技術開発事業報告書．1-44.
***神奈川県水産試験場　1988：放流漁場高度利用技術開発事業（アワビ類）昭和62年度放流技術開発事業報告書．1-55.

*長崎県1980：10．宇久地区．大規模増殖場開発事業調査報告書（昭和52年度版）．1-82，水産庁．

離れたところで発見された個体が，その15日後にはそこから8.5m離れたところで発見されたように（Table 1b），放流後の日数が経過するとともに移動距離が小さくなっており，ハンドリングの影響も否定できない．今後より寿命の長い発信器をつけてさらに調査する必要がある．

発見した際の個体の生息状態からすみ場の特徴を類型化した結果，放流直後にはクロアワビは発見しにくいところに多く留まり，その後，発見しやすいところに出てくる傾向にあることがうかがえた．野中ら（1969a）は，SCUBA 潜水により，肉眼で47個体のクロアワビについてすみ場を観察し，洞穴，棚，露天，亀裂，石下に類型化した．これを今回の類型化に当てはめてみると，bが41個体，cが6個体となり，aに該当するものはなかった．今回の結果で放流直後にはaが見られたのに対して，その後，見られなくなったこととあわせて，本来のすみ場はaのような場所ではなく，放流直後の異常な行動である可能性がある．しかし，肉眼による調査ではaのような場所を通常もすみ場として利用しているかどうかを確認する事は非常に困難である．今後，超音波発信器を用いることにより，放流後のすみ場の変化が一般的にみられることなのか，また，肉眼で探索できないような所もすみ場として利用しているのかを明らかにすることが出来ると考えられる．

文　献

J. Clavier and O. Richard 1984：Etude experimentale du déplacement de l'ormeau (*Haliotis tuberculata*) dans le milieu naturel. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* **46**(4), 315–326.

平田　満・石原　勝・尾脇満雄　1983：5つの手法で推定した熊本県黒島保護水面のアワビ現存量．熊本水試研報，(3)，27–34.

池田義弘・立石　賢・田代征秋　1985：壱岐島沿岸におけるメガイの年齢と成長．長崎水試研報，(11)，5–9.

今井利為・近山通正・金杉佐一・小川数也・三富龍一・牧　明彦　1988：人工アワビ礁の立体構造とアワビの空間分布．日本ベントス研究会誌，(33/34)，43–51.

猪野　峻　1952：本邦アワビ属の増殖に関する生物学的研究．東海水研研報，(5)，1–102.

井上清和・山崎　誠・鬼頭　鈞　1993：アワビ稚貝の放流直後の行動．西水研研報，(71)，1–7.

柿元　晧・大久保久直・板野英彬　1990：ヒラメ．「テレメトリーによる水生動物の行動解析」（添田秀男編），水産学シリーズ80，31–40，恒星社厚生閣，東京.

菊地省吾・浮　永久　1974：アワビ属の採卵技術に関する研究．第1報　エゾアワビ *Haliotis discus hannai* INO の性成熟と温度との関係．東北水研研報，(33)，69–78.

小井土隆・宮部尚純　1990：マグロ類．「テレメトリーによる水生動物の行動解析」（添田秀男編），水産学シリーズ80，55–66，恒星社厚生閣，東京.

中村　朗　1990：超音波テレメトリー．「テレメトリーによる水生動物の行動解析」（添田秀男編），水産学シリーズ80，93–101，恒星社厚生閣，東京.

野中　忠・佐々木正・翠川忠康　1969a：静岡県沿岸の磯根資源に関する研究—II．アワビの住み場．静岡水試研報，(2)，27–29.

野中　忠・翠川忠康・佐々木正　1969b：静岡県沿岸の磯根資源に関する研究—III．住み場に関するアワビの行動．静岡水試研報，(2)，31–36.

奥谷喬司　1986：ミミガイ科．「決定版生物大図鑑貝類」（奥谷喬司監修），32–33，世界文化社，東京.

S. A. Shepherd 1986：Movement of the Southern Australian abalone *Haliotis laevigata* in relation to crevice abundance. *Aust. J. Ecol.*, **11**, 295–302.

添田秀男・余座和征・嶋村哲哉　1990：サケ．「テレメトリーによる水生動物の行動解析」（添田秀男編），水産学シリーズ80，41–54，恒星社厚

生閣，東京．
田内　大　1981：城ケ島赤羽根地先アワビ礁群におけるクロアワビの成長，年齢組成，礁内生残率と漁獲率について．神水試研報，(3)，51-55．
宇野　寛・小池康之・門間春博　1972：アワビ類の増殖に関する生態学的研究—Ⅰ．放流メガイの分布と移動．うみ，**10**(2)，43-49．
山川　紘　1989：アワビ類の生態に関する研究．東京大学博士号学位論文，108pp．

西水研研報　第72号　平成6年12月
Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst., No. 72, December 1994

係留期間中におけるセディメントトラップ係留システムの挙動について

岡村　和麿*・井関　和夫*

Behaviour of a Sediment Trap Mooring Array

Kazumaro OKAMURA* and Kazuo ISEKI*

ABSTRACT

A sediment trap array, equipped with sediment traps, a current meter, a turbidity meter and depth recorders was deployed at three and two stations on the continental shelf in the East China Sea in October 1993 (Experiment I) and in August 1994 (Experiment II), respectively. From the data collected in each experiment, a half-to two-day data sets of depth recorders were extracted for an analysis of temporal variation of the mooring depth of the sediment traps.

In Experiment I, the data from the depth recorder indicated that the mooring depth of the sediment trap varied by up to 30 m amplitude at the shelf edge station (bottom depth : 127 m). The turbidity meter installed at 7 m above the bottom showed anomalous high turbidity values. These results indicate that the mooring array was greatly tilted due to strong currents and the turbidity meter often appeared to sink to near the bottom, probably due to insufficient buoyancy of the entire array.

In Experiment II, we improved the design of the mooring array by adding extra buoyancy between the attached instruments. As a result, the variations found in the mooring depth of sediment traps showed little variation with more consistent values of turbidity near the bottom.

In view of precise estimates achieved of the sampling depth of the sediment trap and its displacement from the vertical, it is recommended to use depth recorders.

平成6年12月21日受理 (Received December 21, 1994)
西海区水産研究所業績第503号 (Contribution from Seikai National Fisheries Research Institute, No. 503)
*西海区水産研究所　〒850，長崎市国分町49 (Seikai National Fisheries Research Institute, 49 Kokubu-machi, Nagasaki 850, Japan)

はじめに

セディメントトラップは海水中の沈降粒子を捕集し，物質の下方輸送量を直接測定するための最良の手段として，これまで様々な海域で使用され数多くの成果を挙げてきている(Steele and Baird, 1972; Iseki, 1981; Honjo et al., 1988)．しかし，セディメントトラップを用いた手法には，幾つかの未解決な技術上の問題がある．それには，(1)セディメントトラップの形状やその周囲の流速等による捕集効率の変動(Hargrave and Burns, 1979; Gardner, 1980; Staresinic et al., 1982 Gardner, 1985; Butman, 1986; Baker et al., 1988; Buesseler, 1991)，(2)採集期間中のセディメントトラップ内部における沈降粒子の分解及び変質の防止 (Iseki et al., 1980; Gardner et al., 1983; Knauer et al., 1984)，(3)動物プランクトン等 (Swimmer) のトラップ内への侵入の阻止 (Knauer et al., 1984; Coale, 1990; Michaels et al., 1990) があげられる．これら各要因は単独で作用するよりも，実際には複合的に関わるため，セディメントトラップの使用及びデータ評価に際しては，細心の注意が必要とされる．更に，現場海洋におけるセディメントトラップ実験は，係留方式 (Honjo et al., 1988) または漂流ブイ方式 (Iseki, 1981; Iseki et al., 1990) で実施されるため，トラップ係留システムの設計，波浪・流速の強弱により，トラップ係留水深の変動，係留システムの傾斜等が一般に生じる．しかし，実験期間中における係留システムまたはセディメントトラップ自体の挙動に関する報告は極めて少ない．

そこで，セディメントトラップの係留期間中における挙動を知るため，セディメントトラップ等の観測機器に自記水深計を取付け，係留実験を行った．その結果，係留期間中における係留システム及びセディメントトラップの挙動に関する新たな知見を得たので報告する．

方　　法

Fig. 1 Mooring stations (PN 5, 8 and 12) on the PN observation line (transect) in the East China Sea.

(1) 実験 I

セディメントトラップと各測機類に深度計を装着した係留実験は，東シナ海の長江沖から沖縄に至る観測線上の 3 観測点 (Fig. 1)，それぞれ陸棚端の PN5 (水深；127 m)，陸棚中央部の PN8 (水深；86 m) 及び内部陸棚の観測点 PN12 (水深；53 m) において，海洋科学技術センターの研究船 "かいよう" により1993年10月に実施された (以下実験 I とする) (岡村・井関，1994)．

セディメントトラップ係留システムの基本設計は，表層ブイ，中間ブイ，セディメントトラップ，流速計，濁度計，係留ロープ，及びシンカーから構成される (Fig. 2a)．

シンカーは重量260kgのものを使用し，海底から約 8 m上に濁度計 (アレックス電子社製 model MTB-8M：水中重量；8 kg) と流速計 (アレックス電子社製 model ACM8M：水中重量；7 kg) を取り付けた．更に海底から相異なる任意の深度に 4 つのボンゴトラップ (円柱状のトラップが 2 個対になったもので水中重量は 2 kg) と 3 つのマルチトラップ (円柱状のトラップが12個円形に連なったもので水中重量は70kg) を取り付けた (但し，PN12 ではボンゴトラップは

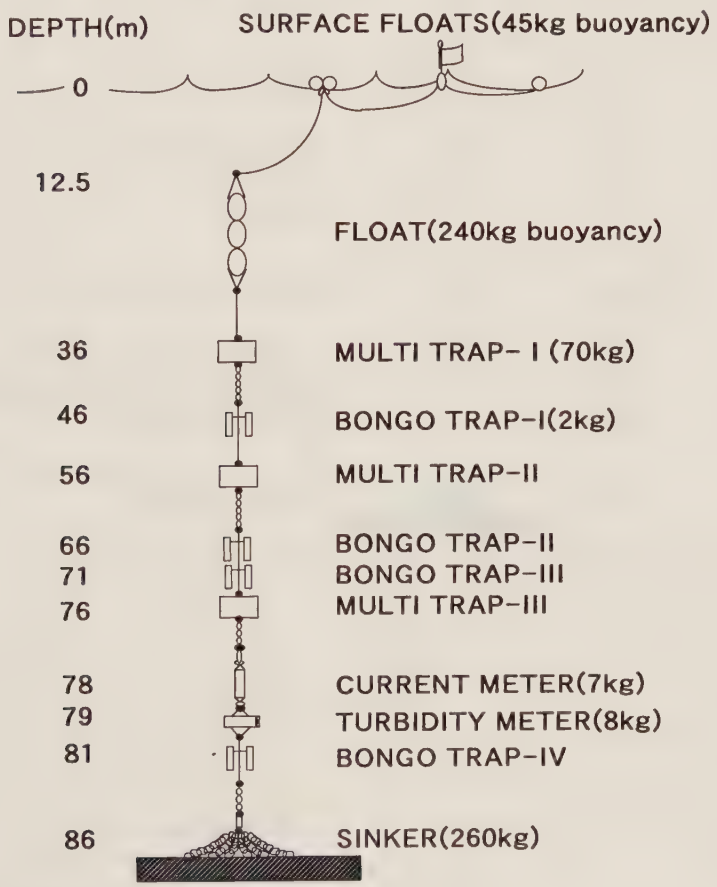


Fig. 2a) A sediment trap mooring array used at the station PN8 during Experiment I.

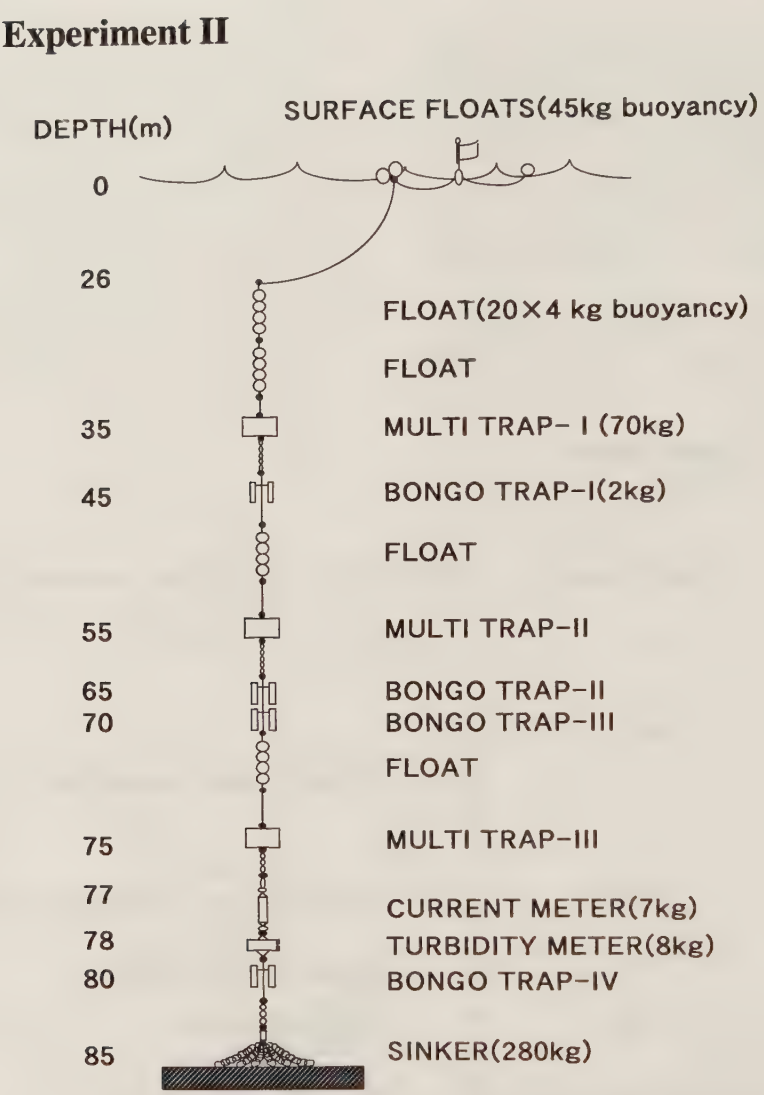


Fig. 2b) A sediment trap mooring array used at the station PN8 during Experiment II.

1つ減らして3つとした). このうち濁度計と最上部のマルチトラップIには深度計（アレックス電子社製 model MDS-D) を取り付けた（但し，PN5 の濁度計に取り付けた深度計は，データの読み出しに失敗したためデータはない). マルチトラップIの20m上には浮力240kgの中間ブイを取り付け，さらに水面には表層ブイを取り付けた.

(2) 実験II

実験Iの結果より，係留システム自体に浮力不足が認められたので，係留システムの浮力を増加すると共に，中間ブイを各マルチトラップの数m上に取り付けて浮力の分散を行った後で，同様の係留実験をほぼ同観測点において再度1994年8月に実施した（以下実験IIとする). 但し，観測点 PN12 における係留実験は，中国漁船群の接近のため中止した.

各マルチトラップの上には浮力80kgのブイを，更に

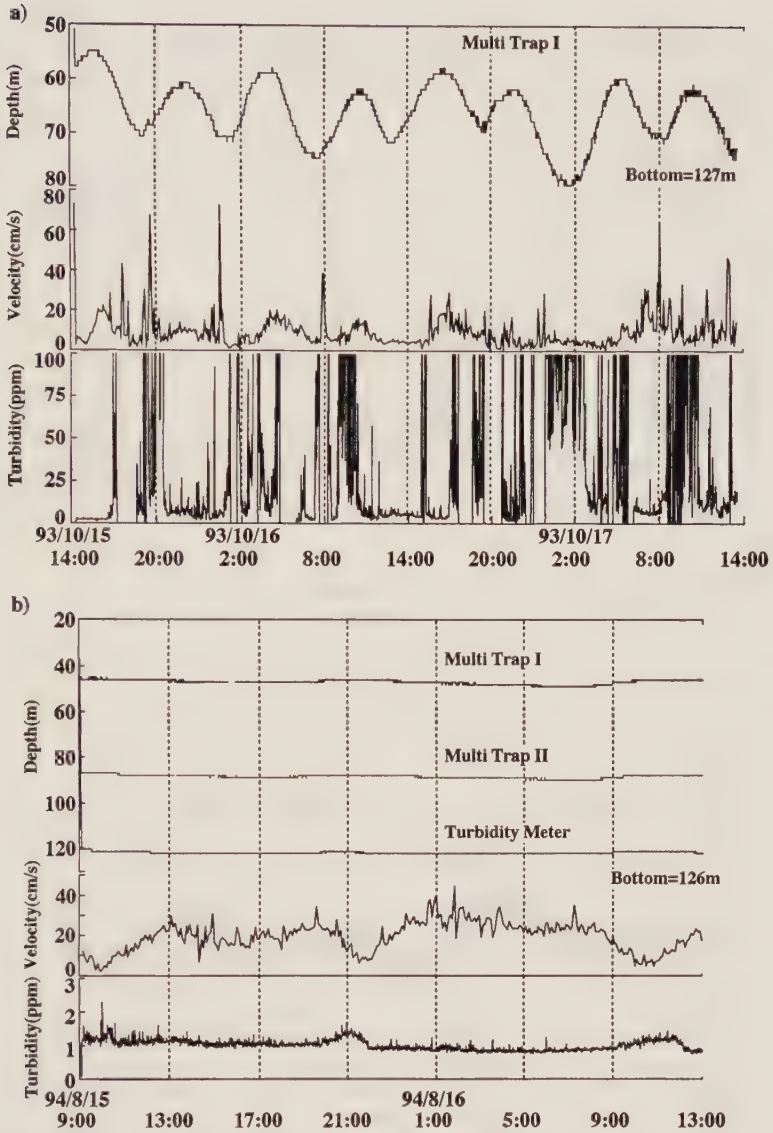


Fig. 3 a) Experiment I. Temporal variations at the station PN5 of the depth of a sediment trap (Multi Trap I), current velocity and turbidity, the latter two were recorded at near the bottom.

b) Experiment II. Temporal variations at the station PN5 of depths of two sediment traps (Multi Trap I and II) and of a turbidity meter, current velocity and turbidity, the latter two were recorded at near the bottom.

最上部のマルチトラップの上には浮力80kgのブイをもう一つ取り付けた（Fig. 2b）．係留システム全体で浮力は320kgとなり，実験Ⅰに比べ80kg増加した．一方，シンカーの重量も実験Ⅰより20kg増加させ280kgとした．また，更にトラップの挙動を正確に把握するために，マルチトラップⅠ，Ⅱ及び濁度計に深度計を取り付けた（但し，PN8 のマルチトラップⅡに取り付けた深度計は，途中水没したためデータはない）．

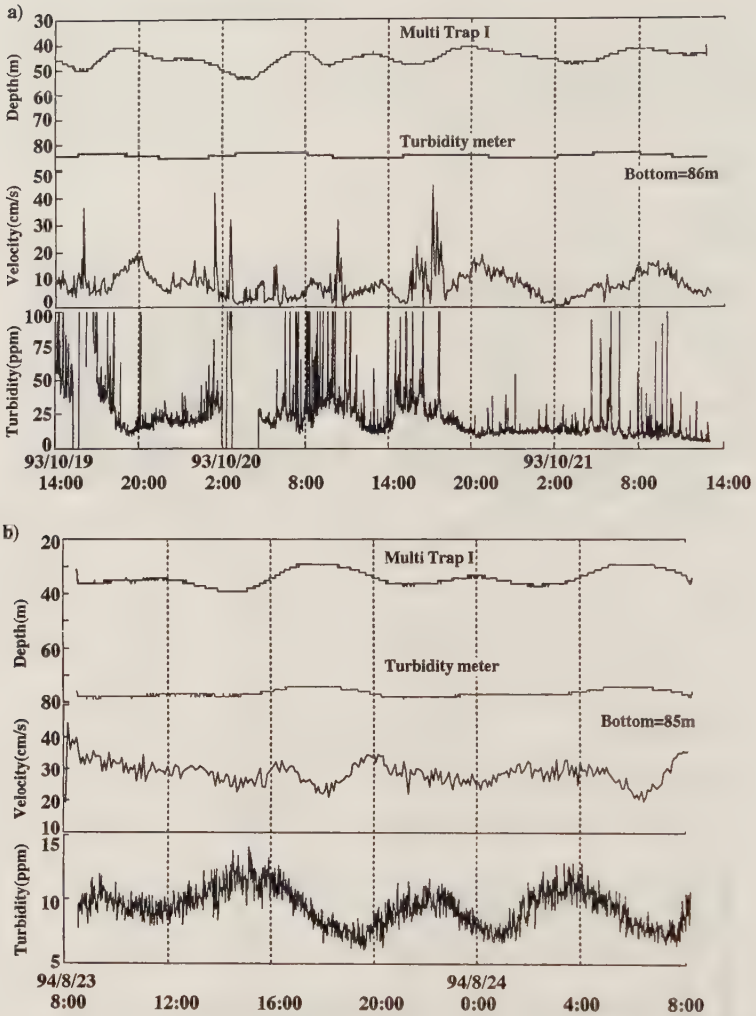


Fig. 4 a) Experiment I. Temporal varriations at the station PN8 of depths of a sediment trap (Multi Trap I) and of a turbidity meter, current velocity and turbidity, the latter two were recorded at near the bottom.

b) Experiment II. Temporal variations at the station PN8 of depths of a sediment trap (Multi Trap I) and of a turbidity meter, current velocity and turbidity, the latter two were recorded at near the bottom.

結　　果

(1) 実験 I

トラップ係留深度が大きく変動するとともに，各観測機器類のデータは異常値を示した．

陸棚端の観測点 PN5 においてマルチトラップ I の推定係留深度は47 m であったが，実際には55～80 m の間で変動しており，推定値よりも約 8～33 m 深いところにあった (Fig. 3a)．流速計はパルス状の急激な流速変化を頻繁に示し，濁度計は測定限界 (305ppm)

を越える異常な高濁度を観測期間中に頻繁に示した．

陸棚中央の観測点 PN8 では，係留期間中におけるマルチトラップⅠは推定係留深度の36ｍよりも約５～18ｍ深い41～54ｍの間で変動し，PN5 同様に流速のデータはパルス状のパターンを示した（Fig. 4a）．また，海底近くに取り付けた濁度計は推定係留深度の79ｍより約５～７ｍ深い84～86ｍの深度を示し，PN5よりは回数は少ないものの測定限界を越える異常値を示した．

内部陸棚の観測点 PN12 の係留期間中におけるマルチトラップⅠの推定係留深度は23ｍであるが，実際には24～29ｍの間で変動しており，推定値より１～６ｍ深いところにあった（Fig. 5）．濁度計は推定係留深度の46ｍより約３～５ｍ深い49～51ｍの深度を示したが，PN5，８で見られたような異常値は認められなかった．

(2) 実験Ⅱ

実験Ⅰの係留システムの浮力不足を改良した実験Ⅱでは，セディメントトラップの係留深度の変動幅は減少するとともに，各観測機器類のデータに異常値は認められなかった．

観測点 PN5 のマルチトラップⅠの深度は45～49ｍの間で変動しており，実験Ⅰの結果（PN5：25ｍの振幅）と比較するとその振幅は一桁近く小さな値（４ｍ）であった（Fig. 3b）．マルチトラップⅡ，濁度計は各々87～90ｍ，120～122ｍの間で変動し，その振幅は深くなるにつれて減少していた．これらの深度変動は実験Ⅰに比べて小さく，深度の最大値は流速が大きい時に見られた．濁度は実験Ⅰのような異常値を示すことはなく，同観測点で別途測定された CTD 濁度計による値（星加等，未発表）に良く一致していた．

観測点 PN8 におけるマルチトラップⅠと濁度計の深度変動は各々29～40ｍ（振幅11ｍ），74～79ｍ（振幅５ｍ）であり，マルチトラップⅠの深度は PN5 同様に流速が速くなる時に深くなる傾向を示した（Fig. 4b）．また，濁度には異常値は見られず，周期変動を示した．

考　察

実験Ⅰにおいて，マルチトラップⅠは大きな振幅を持った深度変動を示したことから，係留システムはかなり傾斜していたと推察される．一般に，水平方向の流速が大きくなると中間ブイ等の大きな浮力体に外力が加わるため係留システムは少なからず傾斜するが（柳，1980），十分大きな浮力を浮力体が有する場合，傾斜が抑制される方向に浮力が働く．実験Ⅰの係留システムは浮力240kgの中間ブイに対して，システム全体の水中重量は230kgであり，10kgの浮力で全システムを支えていたことになる．従って，静止流体中においては，本係留システムは少なからず浮力が働き直立すると考えられるが，流速が増すと浮力が弱いために水平方向の外力により容易に傾斜すると考えられる．このため係留系システムに取り付けられた観測機器類の深度は推定深度よりも深くなったと考えられる．濁度計はしばしば高濃度の異常値（測定限界値 305ppm 及びセンサーが遮蔽されたときに示す 0ppm）を示し，濁度計，ボンゴトラップⅣ及び海底近くのロープに底泥が付着していたことから，明らかに濁度計及びボンゴトラップⅣは海底に着底したと判断される．さらに流速変動にパルス状の異常パターンが頻繁に見られたが，これは電磁流速計のセンサー部が固体に接触する時に示す特性であり，電磁流速計が海底に着底したことを示している．また実験に用いた電磁流速計は，傾斜が20°以上になるとデータの信頼性は失われるが，PN5 及び PN8 における係留システムの傾斜角は鉛直方向に対して26°以上あったと推察されるため，実験Ⅰで得られた流速データの値自体は信頼性に欠ける．

PN5 と PN8 の実験結果を比較すると，マルチトラップⅠの深度変動の振幅規模及び濁度計と流速計が着底したと推定される回数は後者の方が少ない（Fig. 3a，4a）．これは後者の係留系の長さがより短く，係留系全体が流れにより受ける水平方向の外力が小さいためと考えられる（今脇，1977）．PN12 では係留系の長さが更に短くなったため，水平方向の外力の影響が減じて，マルチトラップⅠの深度変動の振幅は約６ｍとさらに小さくなり，濁度計に着底の痕跡が認めら

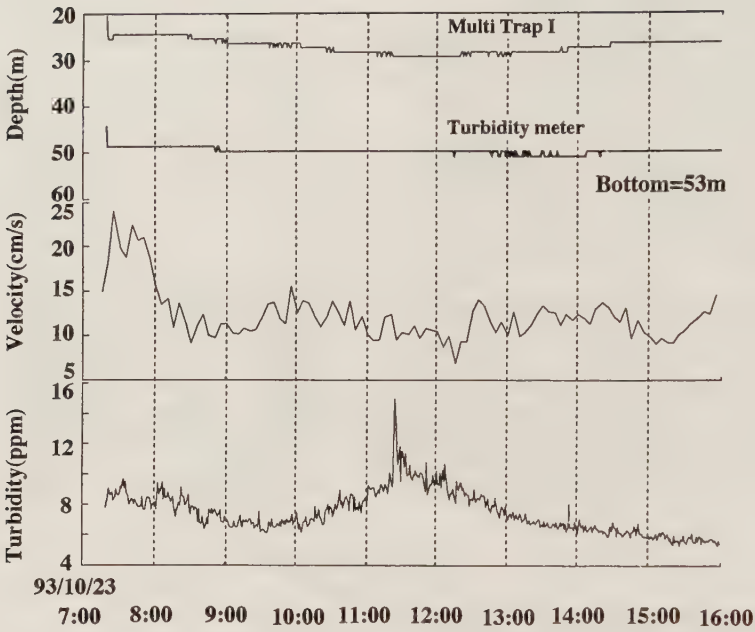


Fig. 5 Experiment I. Temporal variations at the station PN12 of depths of a sediment trap (Multi Trap I) and of a turbidity meter, current velocity and turbidity, the latter two were recorded at near the bottom.

れなかったと推察される（Fig. 5）.

実験Ⅱでは係留システムの浮力の増大と分散を行った結果，PN5 と PN8 の両観測点において濁度に異常値は見られず，別途 CTD 濁度計によって測定された海底直上7～10 mの濁度（星加，未発表）とほぼ同じ値を示した（Fig. 3b，4b）．観測点 PN5 では，マルチトラップⅠ，Ⅱ及び濁度計の水深変動の振幅は 4 m 以下であり，実験Ⅰで観測されたような30 mにも及ぶ大きな振幅は見られず，係留システムとしての著しい改良が確認された．観測点 PN8 では，マルチトラップⅠの水深変動の振幅は最大11 mを示し実験Ⅰの13 mの値と比べると大きな差は認められなかった．これは実験期間中の流速の違いによると考えられるが，実験Ⅰの流速の値が信頼性に欠けるため，詳細な検討はここではできない．

本実験で観測されたセディメントトラップの設置深度が変動することは，係留期間中において沈降粒子の採集深度が時間的に変動し，また係留システムが傾斜することを示唆している．一般に外洋域におけるセディメントトラップ実験では，表層及び海底付近を除き，数十mの採集深度の差は大きな問題にはならないと考えられるが，沿岸・浅海域における実験，或いは特定深度（例えば有光層直下，密度躍層直下，及びクロロフィル極大層等）において沈降粒子の採集を目的とする場合，採集深度の変動の振幅を小さく抑えると共に，その深度変動を的確に把握することが重要となる．

また，係留系システムの傾きは一般にセディメントトラップの傾きを招き，捕集効率に影響を与える（Gardner, 1985）ため，係留システム全体をできるだけ鉛直に保持することが必要となる．この点で，今後，流速，潮汐変動の大きい海域においては予め調査海域の流向・流速変動を把握して，係留システムを鉛直的に保持する係留系システムの設計を行う（今脇，1977；小寺山等，1986）と共に，係留システム自体の挙動を知る上でもセディメントトラップ及び各測機類に深度計を取り付けて深度変動をモニタリングすることが不可欠である．

謝　辞

本研究を進めるにあたり，観測にご協力頂いた海洋科学技術センター研究船"かいよう"の船長はじめ，士官，乗組員の方々に深甚なる謝意を表する次第です．また，MASFLEX プロジェクトのセディメントトラップ班の諸氏(放射線医学総合研究所山田正俊氏，青野辰雄氏，地質調査所田中裕一郎氏，片山肇氏，北大地球環境科学研究科南川雅男氏，西海区水産研究所槌谷容子氏等）の協力に感謝いたします．尚，本研究は科学技術庁科学技術振興調整費による総合研究課題「縁辺海における物質循環機構の解明に関する国際共同研究」の一環として行われたことを付記する．

引　用　文　献

Baker, E. T., H. B. Milburn and D. A. Tennant 1988 : Field assessment of sediment trap efficiency under varying flow conditions. *J. Mar. Res.*, **46**, 573–592.

Buesseler, K. O. 1991 : Do upper-ocean sediment traps provide an accurate record of particle flux ? *Nature*, **353**, 420–423.

Butman, C. A. 1986 : Sediment trap biases in turbulent flows : Results from a laboratory flume study. *J. Mar. Res.*, **44**, 645–693.

Coale, K. H. 1990 : Labyrinth of doom : A device to minimize the "swimmer" component in sediment trap collections. *Limnol. Oceanogr.*, **35**, 1376–1381.

Gardner, W. D. 1980 : Sediment trap dynamics and calibration : a laboratory evaluation. *J. Mar. Res.*, **38**, 17–39.

Gardner, W. D. 1985 : The effect of tilt on sediment trap efficiency. *Deep-Sea Res.*, **32**, 349–361.

Gardner, W. D., K. R. Hinga and J. Marra 1983 : Observations on the degradation of biogenic material in the deep ocean with implication on accuracy of sediment trap fluxes. *J. Mar. Res.*, **41**, 195–214.

Hargrave, B. T. and Burns, N. M. 1978 : Assessment of sediment trap collection efficiency. *Limnol. Oceanogr.*, **24**, 1124–1136.

Honjo, S., Manganini, S. J., and G. Wefer 1988: Annual particle flux and a winter outburst of sedimentation in the northern Norwegian Sea. *Deep-Sea Res.*, **35**, 1223–1234.

今脇資郎　1977：測器の設置と回収—系の振舞と設計—．環境科学としての海洋学，堀部純男編，東大出版会，272–290.

Iseki, K., F. Whitney, and C. S. Wong 1980: Biochemical changes of sediment matter in sediment trap in shallow coastal waters. *Bull. Plankton Soc. Japan*, **27**, 27–36.

Iseki, K. 1981 : Particulate organic matter transport to the deep sea by salp fecal pellets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **5**, 55–60.

Iseki, K., Nagata, H., and K. Kitani 1990 : Free-drifting sediment trap array for tracking a water parcel. *Bull. Japan Sea Natl. Fish. Res. Inst.*, **40**, 227–232.

Knauer, G. A., D. M. Karl, J. H. Martin and C. N. Hunter 1984 : *In situ* effects of selected preservatives on total carbon, nitrogen and metals collected in sediment traps. *J. Mar. Res.*, **42**, 445–462.

小寺山亘・水野信二郎・光易　恒　1986：海洋混合層水温計測用ブイシステムの設計．*La mer*, **24**, 139–149.

Michaels, A. F., M. W. Silver, M. M. Gowing and G. A. Knauer 1990 : Criptic zooplankton "swimmers" in upper ocean sediment traps. *Deep-Sea Res.*, **37**, 1285–1296.

岡村和麿・井関和夫　1994：東シナ海陸棚域におけるセディメントトラップ係留実験．西水研ニュ

ース. **79号**, 9–12.

STARESINIC, N., K. VON. BROCKEL, N. SMODLAKA and C. H. CLIFFORD 1982 : A comparison of moored and free-drifting sediment traps of two different designs. *J. Mar. Res.*, **40**, 273–292.

STEELE, J. H. and I. E. BAIRD 1972 : Sedimentation of organic matter in a Scottish Sea Loch. Memorie 1st Ital. *Idrobiol.*, *29 Suppl*, 73–88.

柳 哲雄 1980 : 潮流による係留系の振動. 沿岸海洋研究ノート, **18**, 13–16.

非　売　品

平成６年12月　発行

水産庁西海区水産研究所
〒850　長崎市国分町49

印刷人　松　尾　隆一郎
印刷所　株式会社　隆　文　社
佐世保市瀬戸越3—4—7
電話（0956）㊾ 3306

CONTENTS

(In Japanese with English abstract)

Yuzuru Mizukami
Drug-inducible cytochrome P 450 in fish : protein, cDNA and gene expression 1

Hiroshi Mako
Stock Size Analysis of Sea Robin (*Lepidotrigla microptera* Günther) in the Yellow Sea 17

Yoko Tsuchiya, Kazuo Iseki and Etsuji Kozasa
Springtime Distribution and Abundance of Anchovy Eggs and Larvae Related to the Water Type Along the 31.5°N Line in the East China Sea 25

Setuo Kiyomoto, Makoto Yamasaki and Satoshi Umezawa
Tracking the Disc Abalone, *Haliotis discus discus*, by Using an Ultrasonic Transmitter 37

Kazumaro Okamura and Kazuo Iseki
Behaviour of a Sediment Trap Mooring Array 47

SEIKAI NATIONAL FISHERIES RESEARCH INSTITUTE

49 KOKUBU-MACHI, NAGASAKI 850

JAPAN